



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS



AMANDA DE AZEVEDO GONÇALVES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NA SUB-
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRIRI/SE**

SÃO CRISTÓVÃO - SE

2016

AMANDA DE AZEVEDO GONÇALVES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NA SUB-
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRIRI/SE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Marcus Aurélio Soares Cruz

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2016

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

G635a Gonçalves, Amanda de Azevedo
Avaliação da qualidade das águas na sub-bacia hidrográfica do
Rio Siriri/SE / Amanda de Azevedo Gonçalves ; orientador Marcus
Aurélio Soares Cruz. – São Cristóvão, 2016.
67 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos)– Universidade
Federal de Sergipe, 2016.

1. Recursos hídricos. 2. Bacias hidrográficas. 3. Hidrologia. 4.
Água - Qualidade. 5. Sergipe. I. Cruz, Marcus Aurélio Soares,
orient. II. Título.

CDU 556.51(813.7)

AMANDA DE AZEVEDO GONÇALVES

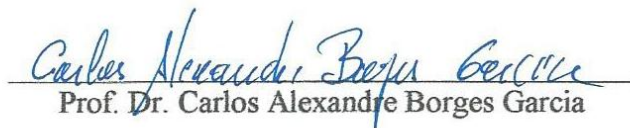
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SIRIRI/SE

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Recursos Hídricos como
um dos requisitos para obtenção do título de
Mestre em Recursos Hídricos.

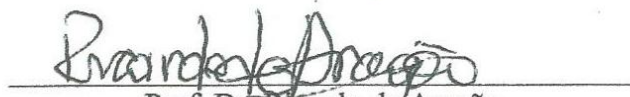
APROVAÇÃO: 26 de fevereiro de 2016.



Prof. Dr. Marcus Aurélio Soares Cruz
Orientador



Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia



Prof. Dr. Ricardo de Aragão

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2016

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por sempre me estender sua mão me dando forças e me movendo com o seu poder.

Aos meus pais, Josefa e Antônio Gonçalves e ao meu irmão, Amilton Gonçalves pela compreensão e paciência ao longo dessa minha nova trajetória acadêmica. Ao meu namorado Lucas Batista pela parceria e paciência.

Ao meu orientador, professor Dr. Marcus Cruz, pela colaboração no desenvolvimento do trabalho, comprometimento no cumprimento dos prazos e apoio técnico.

Ao Programa de Recursos Hídricos – PRORH da UFS e a Capes por ter me beneficiado com uma bolsa, podendo me dedicar exclusivamente ao mestrado.

À Embrapa Tabuleiros Costeiros pelo financiamento e apoio à pesquisa. Aos seus pesquisadores Me. Júlio Amorim e Dr. Marcus Cruz e ao estagiário de graduação Paulo Mota, pela companhia e orientação em todas as coletas das amostras de água, bem como as dicas de sobrevivência no campo.

Ao ITPS, em especial, a técnica Claudia por ter disponibilizado um tempo na sua jornada de trabalho para eu acompanhasse algumas análises das amostras de água coleta.

Aos colegas da turma 2014 do mestrado em Recursos Hídricos e ao corpo docente do PRORH pela companhia diária e palavras de força e otimismo.

A todos os colaboradores diretos e indiretos.

RESUMO

A sub-bacia hidrográfica do rio Siriri destaca-se por sua diversidade no uso da terra e do solo, possuindo: atividade agropecuária, com plantio de cana-de-açúcar e pastagens; industrial, com produção de fertilizantes e agroenergia; e, zonas urbanas. Também na área em estudo percebem-se impactos visuais, como: a supressão da mata ciliar ao longo do rio e no entorno das nascentes refletindo na perda da qualidade ambiental; trechos em estágio de erosão avançada; bancos de sedimentos no leito; odor em períodos secos e presença de resíduos sólidos. O presente trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade das águas superficiais na sub-bacia hidrográfica do Rio Siriri por meio de coletas de amostras de água, testes laboratoriais e ferramentas estatísticas, buscando contribuir para o entendimento da sua variação sazonal. Dessa forma, para caracterizar a qualidade da água do rio Siriri foram selecionados cinco pontos para a coleta de amostras de água. Essa pesquisa utilizou algumas ferramentas estatísticas, tais como a estatística descritiva aplicada nas doze variáveis: T, pH, OD, N, NO_3^- , P, clorofila-*a*, PRD, SDT, turbidez, CE e CTT; a ferramenta matriz de correlação; a análise de variância e a ferramenta para análise de componentes principais. A pesquisa mostrou que o OD encontra-se em estado de alerta para usos nobres na sub-bacia hidrográfica em estudo. O P não está dentro do limite da Resolução CONAMA 357/2005 para Classe 1 e sim dentro do limite para Classe 2, porém em estado de alerta. Há correlação da variável agricultura negativamente com o OD e positivamente com CE, Turbidez e P. Na análise da ANOVA houve diferença significativa (ao nível de 5% de significância) para o fator localização para as variáveis pH, CE, SDT, OD, turbidez, N, P, CTT, profundidade, agricultura e pastagem. Para sazonalidade, verificou-se diferença significativa para T, NO_3^- , N, P, PRD, turbidez, clorofila-*a* e para as precipitações. Por PCA com rotação Varimax, o PC1 (27%) concentrou-se as variáveis relacionadas à influência de atividades agrícolas (CE, SDT, OD, P, agricultura e pastagem). Observou-se que o ponto P1 contribuiu para as variações de N, NO_3^- e OD.

Palavras-chave: sub-bacia hidrográfica do rio Siriri, qualidade da água, métodos estatísticas.

ABSTRACT

The sub-basin of the river Siriri stands out for its diversity in land use and soil, having: agricultural activity, with planting of sugarcane and pasture; industrial, producing fertilizers and agro-energy; and urban areas. Also in the study area are perceived visual impacts, such as the removal of riparian vegetation along the river and around the springs reflecting the environmental quality loss; advanced erosion stage in some reaches; sediment banks in bed; odor and the presence of solid waste in dried periods. This study aims to evaluate the quality of surface waters in the watershed of the Rio Siriri by collecting water samples, laboratory tests and statistical tools, in order to contribute to the understanding of its seasonal variation. Thus, to characterize the water quality of the river Siriri were selected five points for the collection of water samples. This research used some statistical tools, such as the descriptive statistics applied to twelve variables: T, pH, DO, N, NO_3^- , P, chlorophyll-*a*, PRD, TDS, turbidity, EC and TTC; and the correlation matrix tool; analysis of variance and principal component analysis. The survey showed that DO is on alert for noble uses in this basin in study. P is not within the limit of CONAMA Resolution 357/2005 for Class 1, but within the limit for Class 2, but on alert. There is a negative correlation between the variable agriculture area with the DO and positively with EC, turbidity and P. In the ANOVA analyses, there was significant difference (at 5% level of significance) to the location factor for the variables pH, EC, TDS, DO, turbidity, N, P, TTC, depth, agriculture and pasture. For seasonality factor it was observed significant difference for T, NO_3^- , N, P, PRD, turbidity, chlorophyll-*a* and precipitation. By PCA with Varimax rotation, the PC1 (27%) concentrated the variables related to the influence of agricultural activities (EC, TDS, DO, P, agriculture and pasture). It was observed that the point P1 contributed to the variations of N, NO_3^- and DO.

Keywords: sub-basin of the river Siriri, water quality, statistical methods.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da sub-bacia hidrográfica do Rio Siriri no estado de Sergipe.	19
Figura 2 - Localização dos pontos de coleta na sub-bacia hidrográfica do rio Siriri.	21
Figura 3. a - Box-plot da T nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot da T para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	30
Figura 4. a - Box-plot do pH nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot da pH para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	31
Figura 5. a - Box-plot do OD nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do OD para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	32
Figura 6. a - Box-plot do N nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do N para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	33
Figura 7. a - Box-plot do NO_3^- nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do NO_3^- para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	35
Figura 8. a - Box-plot do P nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do P para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	37
Figura 9. a - Box-plot do clorofila- <i>a</i> nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do clorofila- <i>a</i> para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	38
Figura 10. a - Box-plot do PRD nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do PRD para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	39
Figura 11 a - Box-plot do SDT nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do SDT para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	39

Figura 12. a - Box-plot do turbidez nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do turbidez para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	40
Figura 13. a - Box-plot do CE nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do CE para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	41
Figura 14. a - Box-plot do CTT nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do CTT para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.	42
Figura 15 – Screeplot variância <i>versus</i> número de componentes.....	49
Figura 16 - Biplot PC2 <i>versus</i> PC1.	51
Figura 17 - Primeiro ponto de coleta do rio Siriri.	64
Figura 18 - Segundo ponto de coleta do rio Siriri.	64
Figura 19 - Terceiro ponto de coleta do rio Siriri.....	65
Figura 20 - Quarto ponto de coleta do rio Siriri.	65
Figura 21 - Quinto ponto de coleta do rio Siriri.	66
Figura 22 - Sonda multiparâmetro aquaread AP 2000.	67
Figura 23 - Amostras de água coletadas, vedadas e etiquetadas.	67

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1 - Pontos de coleta e suas respectivas coordenadas.	20
Tabela 2- Variáveis, métodos e referências utilizadas para caracterizar a qualidade da água do Rio Siriri.	22
Tabela 3 - Localização das plataformas de coletas de dados.	23
Tabela 4 - Estatística básica dos resultados das variáveis de qualidade da água monitoradas.	33
Tabela 5- Matriz de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas significativas.	44
Tabela 6 - Análise multi-way da significância dos fatores localização e sazonalidade com as variáveis físico-químicas e biológicas.	46
Tabela 7 - Fatores dos componentes da matriz transformada pelo algoritmo Varimax.	50
Quadro 1 - Limites estabelecidos para os padrões de qualidade de água doce das classes especial, 1, 2,3 e 4.....	9

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Fórmula para determinar a precipitação média.	23
Equação 2 - Fórmula para determinação da média aritmética.....	25
Equação 3 - Fórmula para determinação do desvio padrão.....	25
Equação 4 - Fórmula para determinação do coeficiente de variação.	25
Equação 5 - Fórmula para matriz de correlação.	26
Equação 6 - Fórmula para determinação do teste de Bartlett.	26
Equação 7 - Fórmula para determinação do teste de Shapiro-Wilk.	26
Equação 8 - Fórmula para determinação do teste de Tukey.....	27
Equação 9 - Fórmula para determinação do teste de Kruskal-Wallis.....	27
Equação 10 - Fórmula para análise de componentes principais.....	28

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
INPE	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
ITPS	- Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe
ANA	- Agência Nacional de Águas
T	- Temperatura
N	- Nitrogênio Total
NO_3^-	- Nitrato
NH_4^+	- Amônio
NH_3	- Amônia
P	- Fósforo Total
PRT	- Fósforo Reativo Total
PRD	- Fósforo Reativo Dissolvido
OD	- Oxigênio Dissolvido
SDT	- Sólidos Dissolvidos Totais
CTT	- Coliformes Termotolerantes
CE	- Condutividade Elétrica
PCA	- Análise de Componentes Principais
CP	- Componente Principal
ANOVA	- Análise de Variância

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivo Geral.....	3
2.2 Objetivos Específicos	3
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	4
3.1 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL ...	4
3.2 O PAPEL DA LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS	5
3.3 ASPECTOS RELACIONADOS À AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	8
3.4 PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	9
3.5 FERRAMENTAS ESTATÍSTICAS APLICADAS AOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	12
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	18
4.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO SIRIRI.....	20
4.3 DETERMINAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO MÉDIA	22
4.4 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA	24
4.5 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DA CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS SELECIONADAS	25
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
5.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS.....	29
5.2 MATRIZ DE CORRELAÇÃO.....	42
5.3 ANÁLISE DE VARIÂNCIA.....	45
5.4 ANÁLISE DAS COMPONENTES PRINCIPAIS	49
6 CONCLUSÃO.....	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
APÊNDICE	64

1 INTRODUÇÃO

A água doce é um recurso finito e vulnerável, essencial para manter a vida, o desenvolvimento e o meio ambiente. A qualidade dessa água pode ser controlada por meio de seu monitoramento, a fim de enquadrá-la para usos preponderantes. Esse monitoramento é de alta prioridade para a determinação das condições atuais e tendências em longo prazo na gestão eficaz. Eficiência essa que depende da compreensão de fatores naturais e dos efeitos primários das atividades humanas que comprometem a qualidade da água no rio.

Esses fatores naturais podem ser citados pelo carreamento do solo, efeito da supressão da vegetação, desmatamento e erosão; acúmulo de sedimento no leito do corpo hídrico, ocasionado pelo escoamento superficial; e pela redução da radiação solar no interior do rio e da fotossíntese devido à presença de sedimentos, nutrientes ou por fontes naturais transportado com as enchentes.

Por outro lado, o efeito das atividades antrópicas pode ser identificado em áreas urbanas e rurais. Na primeira área o lançamento de esgotos domésticos e industriais, podem produzir eutrofização, diminuir o oxigênio dissolvido, elevar o índice de coliformes termotolerantes e presença de metais pesados. Na segunda, as atividades agrícolas podem aumentar a turbidez e diminuir o oxigênio dissolvido, tal fato, justifica-se, dentre outros fatores, pelo processo erosivo no solo, consequência do desmatamento e pelo uso de fertilizantes, consequência da agricultura. Fatores esses, que podem variar com o período sazonal da bacia hidrográfica quando associado às características do uso e ocupação do solo.

Dessa forma, o estudo da sub-bacia hidrográfica do Rio Siriri, um dos principais afluentes da bacia hidrográfica do Rio Japaratuba localizada em Sergipe, justifica-se por sua diversidade nas atividades de uso e ocupação do solo, tais como o cultivo de cana-de-açúcar e capim de corte, pastagem, pecuária, centros urbanos, extração de petróleo e exploração mineral. Bem como, pela presença de impactos visuais como erosão, formação de banco de sedimentos, odor no período seco e resíduos sólidos. A água é utilizada principalmente para a lavagem de roupas e animais, abastecimento humano, dessedentação de animais e irrigação.

Assim, para analisar se as atividades da área de estudo estão alterando a qualidade da água da sub-bacia hidrográfica do Rio Siriri monitoram-se as variáveis de qualidade da água. Visando, melhorar a avaliação dessas variáveis utiliza-se ferramentas estatísticas conhecida

como ANOVA, que auxilia a interpretação das relações entre as variáveis e destas com fatores como sazonalidade e localização da estação de monitoramento associados às sub-áreas contribuintes aos pontos de amostragem. Outra ferramenta utilizada é a PCA, servindo para interpretar o peso de cada variável sobre a componente ortogonal e sua rotação pelo método Varimax, que identifica qual ponto contribui mais para a variação da concentração de determinadas variáveis.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade das águas superficiais na sub-bacia hidrográfica do Rio Siriri por meio de coletas de amostras de água, testes laboratoriais e ferramentas estatísticas, buscando contribuir para o entendimento da sua variação sazonal.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar as concentrações de parâmetros físico-químicos e biológicos em seções monitoradas da sub-bacia hidrográfica do rio Siriri;
- Avaliar as possíveis alterações nos valores das concentrações quando comparado com normativas legais;
- Interpretar a variação sazonal na qualidade das águas do rio Siriri a partir de ferramentas estatísticas;
- Estabelecer relações entre os usos da terra preponderantes na bacia hidrográfica e os resultados das análises realizadas.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL

As atividades humanas insustentáveis levaram a deterioração da qualidade da água nos rios o que tornou a principal preocupação ambiental (Chen & Lu, 2014). Essas atividades antrópicas refletem diretamente nas características do uso da terra (Kang et al., 2010). Dessa forma, entender a relação entre o uso do solo e a qualidade das águas superficiais é necessário para uma efetiva gestão da água (Ding et al., 2015).

Para melhor compreensão da complexa relação entre o uso do solo e a qualidade da água corrente pontuam-se alguns fatores que podem interferir na qualidade da água de uma bacia hidrográfica, tais como: o efeito das características topográficas (Yu et al., 2015) e a urbanização que transforma o natural ou terras agrícolas em áreas residenciais e comerciais.

Tendo como resultado, maior impermeabilidade da área e suas atividades urbanas que levam a um aumento de escoamento superficial e deterioração da qualidade da água (Chong-hua et al., 2015). A bacia hidrográfica é considerada a melhor unidade territorial para o planejamento e a gestão ambiental por ser um sistema onde todas as ações antrópicas e naturais que ocorrem em seu espaço se refletem na qualidade e quantidade da malha hídrica que nela se faz presente (Jouravlev, 2003).

A utilização da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e pesquisa se justifica por ser uma das melhores formas de análise da qualidade da água, pois nesse ambiente se associam os processos naturais à ação antrópica (Oliveira et al., 2013). De acordo com o artigo 1 da Lei 9.433/1997, a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Para Assunção (2013), a bacia hidrográfica é uma área topograficamente definida, drenada por um curso d'água ou um sistema conectado de cursos d'água tal que toda vazão efluente seja descarregada através de uma simples saída. Para Tucci (2007), a bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída. Compõe-se de um conjunto de superfícies

vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único no seu exutório.

As bacias hidrográficas podem ser desmembradas em um número qualquer de sub-bacias, dependendo do ponto de saída considerado ao longo do seu eixo-tronco ou canal coletor. Cada bacia hidrográfica interliga-se com outra de ordem hierárquica superior, constituindo, em relação à última, uma sub-bacia hidrográfica (Santana, 2003).

Para Tucci & Mendes (2006), as características principais da bacia hidrográfica são a área de drenagem, o comprimento do rio principal, declividade do rio e a declividade da bacia. Em geral rios possuem um trecho superior, onde a declividade não é muito grande, seguido por um trecho médio de grande declividade e no seu trecho inferior a declividade é pequena onde o rio tende a meandrar. Para cada seção de um rio existirá uma bacia hidrográfica. Considerando esta seção, a bacia hidrográfica é toda a área que contribui por gravidade para os rios até chegar à seção que define a bacia de drenagem.

A avaliação da bacia hidrográfica contribui para a preservação da qualidade da água superficial, sendo potencializada pelas atribuições estabelecidas pelas legislações de recursos hídricos. As quais determinam obrigações para o poder público, usuários e comunidades, a fim de, fiscalizar e melhorar a gestão de recursos hídricos.

3.2 O PAPEL DA LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS

As primeiras leis com conteúdo voltado ao estabelecimento de normas para uso e conservação dos recursos naturais, em âmbito federal são o Código Florestal (Decreto 23.793, de 23 de janeiro de 1934) e o Código das águas (Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934) (Martins et al., 2013). O artigo 2 da Lei n. 6.938/1981, a Política Nacional do meio Ambiente tem por objetivo “*a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana.*”

Segundo Furlan & Fracalossi (2010), a lei supracitada busca não apenas preservar, mas também melhorar e recuperar o meio ambiente, o que atende ao disposto no artigo 225, § 1º, I e III, da Constituição Federal.

Pela Constituição Federal de 1988, em seu artigo 225, *“todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.”*

Artigo 225 § 1º. I – *“preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas. III - definir, em todas as unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, sendo a alteração e a supressão permitidas somente através de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justifiquem sua proteção.”*

O Código das águas e a Política Nacional do meio Ambiente estabelecem definições dos tipos de água e como preservar, melhorar e recuperar o meio ambiente, respectivamente. Visto que, na Lei n. 9.433/1997 da Política Nacional de Recursos hídricos a água se fundamenta como um bem de domínio público, limitado, valorável e descentralizada. Ou seja, integra todas as políticas setoriais envolvidas na gestão da água, envolve governo, usuário e sociedade civil, além de tratar a água como um bem de valor econômico, e não mais como uma dádiva inesgotável da natureza.

Baseada na Lei 9.433/1997, a Lei 3.870/1997 da Política Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe, institui em seu artigo 2 inciso I o objetivo de *“assegurar a atual e futuras gerações, da necessária disponibilidade da água, dentro dos padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, e prevenir os corpos hídricos de uso inadequado”*. No tocante, o artigo 1 da lei estadual supracitada enfatiza o disposto na lei nacional de recursos hídricos e constitui diretrizes visando a descentralização e a participação dos poderes público, usuários e comunidades. Bem como, integra a gestão de recursos hídricos com a ambiental e o uso do solo, visando à qualidade e quantidade dos corpos hídricos do estado de Sergipe.

A gestão de recursos hídricos deixou de ser fragmentada e centralizada, tornando-se descentralizada. Caracterizando-se pela integração de todas as políticas setoriais envolvidas na gestão da água, governo, usuários e a sociedade civil, tratando a água como um bem de valor econômico, e não mais como uma dádiva inesgotável da natureza (Abers & Jorge, 2005). As leis relativas aos recursos hídricos constituem importantes instrumentos de gestão que o gestor deve ter constantemente ao seu alcance. Cabe também ao gestor, conhecer objetivos e estruturas dos órgãos, organismos e associações que de alguma forma tratam da oferta, uso, controle e conservação dos recursos hídricos (Martins et al., 2013). A legislação orienta o ordenamento no uso dos recursos hídricos.

Dentre os instrumentos descritos no artigo 5 da Lei n. 9.433/1997 destaca-se o enquadramento dos corpos de água em classes. O qual visa assegurar: “às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes”.

Para classificar o enquadramento dos corpos d'água superficiais, bem como estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes foi sancionado a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Essa legislação estabelece que, para manter as condições e padrões de qualidade de um corpo hídrico visando atender uma proposta de enquadramento, deve-se monitorar periodicamente com um conjunto de parâmetros de qualidade da água (Brasil, 2005).

Uma das diretrizes fundamentais para o estabelecimento dos padrões de qualidade de água é que ela não deve se basear no estado atual, mas de acordo com os níveis de qualidade necessários para atender às demandas socioambientais (Santos, 2011). Este conceito reforça que a classificação deve estar dentro de um contexto de planejamento de bacias hidrográficas (Brasil, 1986). Para cada classe de uso da água foram estabelecidos limites para os parâmetros físico-químicos e biológicos presente no corpo de água. O quadro 1 apresenta, segundo a Resolução Conama nº 357/2005, os limites de alguns dos principais parâmetros físico-químicos estabelecido para os padrões de qualidade de água doce (Brasil, 2005).

Quadro 1 - Limites estabelecidos para os padrões de qualidade de água doce das classes especial, 1, 2, 3 e 4.

Classe	Padrões de Qualidade
Especial	- Condições naturais do corpo de água.
1	<ul style="list-style-type: none"> - Ausência de materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais - Ausência de substâncias que comuniquem gosto ou odor - Ausência de resíduos sólidos objetáveis - OD superior a $6 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ - pH: 6,0 a 9,0 - Fósforo total, em ambiente lótico, até $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ - N-Nitrato até 10 mg.L^{-1} - Nitrogênio amoniacal total: $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, para $\text{pH} \leq 7,5$
2	<ul style="list-style-type: none"> - Ausência materiais de flutuantes, inclusive espumas não naturais - Ausência de substâncias que comuniquem gosto ou odor - OD superior a $5 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ - pH: 6,0 a 9,0 - Fósforo total, em ambiente lótico, até $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$

Classe	Padrões de Qualidade
2	<ul style="list-style-type: none"> - Nitrato até 10 mg.L⁻¹ - Nitrogênio amoniacal total: 3,7 mg.L⁻¹, para pH ≤ 7,5
3	<ul style="list-style-type: none"> - Ausência materiais de flutuantes, inclusive espumas não naturais - Ausência de substâncias que comuniquem gosto ou odor - OD superior a 4 mg.L⁻¹ O₂ - pH: 6,0 a 9,0 - Fósforo total, em ambiente lótico, até 0,15 mg.L⁻¹ - Nitrato até 10 mg.L⁻¹ - Nitrogênio amoniacal total: 13,3 mg.L⁻¹, para pH ≤ 7,5
4	<ul style="list-style-type: none"> - Ausência materiais de flutuantes, inclusive espumas não naturais - Ausência de odor - OD superior a 2 mg.L⁻¹ O₂ - pH: 6,0 a 9,0

Fonte: Brasil (2005).

3.3 ASPECTOS RELACIONADOS À AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

A água possui grande importância para todas as formas de vida existentes no planeta, por estar presente em diversos processos físicos, químicos e biológicos. Porém, a sociedade humana tem explorado este recurso natural de forma não sustentável (Buzelli & Cunha-Santino, 2013). Para Arcova & Cicco (1999) a qualidade da água dos mananciais de áreas naturais é influenciada pelo clima, geologia, fisiografia, solo e vegetação da bacia hidrográfica.

À medida que a degradação ambiental se intensifica traz como consequências a redução da disponibilidade de água e o comprometimento da qualidade dos corpos hídricos, assim, a gestão integrada de bacias hidrográficas assume uma importância cada vez maior. O monitoramento de ecossistemas aquáticos é uma importante ferramenta para a gestão ambiental, pois fornece informações que contribuem para diagnosticar a qualidade das águas lóticas e lênticas, possibilitando identificar os principais impactos responsáveis pela degradação dos recursos hídricos (Buzelli & Cunha-Santino, 2013).

A diminuição da qualidade e quantidade dos recursos hídricos de superfície pode ser atribuída à poluição da água e à gestão inadequada dos recursos de água e solo (Mustapha et

al., 2012). A qualidade da água do rio é a combinação de vários compostos inter-relacionados, que são submetidos a variações locais e temporais, também afetada pelo volume de fluxo de água (Mandal et al. 2010). A qualidade das águas está diretamente relacionada ao manejo e uso das terras na bacia hidrográfica. A ocupação do solo e o tipo de uso determinam os contaminantes presentes, e a capacidade de assimilação das cargas poluentes é definida, sobretudo pelo tamanho e tipo do recurso hídrico de destino (Bollmann & Marques, 2006).

A degradação do solo é o principal fator que causa má qualidade da água (Wear et al., 1998; Zampella & Procopio, 2009). Os processos naturais e efeitos diretos e indiretos das atividades humanas são os principais condutores de solo (Meyer & Turner, 1994). A alteração na qualidade das águas superficiais é denominada poluição e tem como origem fontes poluidoras pontuais e/ou difusas (Oliveira & Maillard, 2015).

Com o aumento da poluição das águas no rio cresce a importância do sistema de monitoramento ambiental. A avaliação dos potenciais impactos ambientais de fontes de poluição pontual e difusas em nível de escala regional é necessária para atingir o desenvolvimento sustentável dos recursos naturais como terra e água. Fonte difusa relacionada com excesso de nutrientes pode aumentar os poluentes no solo e a eutrofização, comprometendo a qualidade da água (Lam et al., 2010). Para identificação e controle dessas poluições é necessário monitorar o corpo hídrico regularmente, analisando parâmetros de qualidade da água que vise seu enquadramento.

3.4 PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Monitorar a qualidade da água é relevante para controlar a qualidade do corpo hídrico (Silva et al., 2015). Evita possíveis danos à saúde pública e auxilia na tomada de decisão para à recuperação e o manejo dos corpos d'águas (Barreto et al., 2014). A análise da qualidade da água pode ser realizada por meio do monitoramento de variáveis físico-químicas e microbiológicas. Para o monitoramento da avaliação físico-química da bacia hidrográfica são utilizados como principais parâmetros: pH, turbidez, T, nutrientes, OD, CE e SDT (Silva et al., 2015). Como variáveis biológicas têm-se clorofila-*a* e CTT.

Água é um importante componente para todos os organismos vivos presentes na terra e tem mais significado para os seres humanos visando uma vida adequada (Rahman et al.,

2011). O pH, potencial hidrogeniônico, pode ser originado de forma natural ou antropogênica, sendo identificada por meio de substâncias que aderem à água.

A dispersão de sólidos suspensos à luz geralmente é medida pela turbidez (Adams & Mulaba-Bafubindi, 2014). Quando a turbidez da água é elevada, a dispersão da intensidade da luz também é elevada e isto tende a reduzir a claridade visual de água, bem como alterar a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Richardson, 2011).

A Clorofila-*a* é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos (CETESB, 2006). A Resolução Conama 357/2005, do Ministério do Meio Ambiente, sobre a classificação das águas também estabelece padrões para a concentração de clorofila-*a* nas classes 1, 2 e 3 visando à proteção de corpos d'água contra processos de eutrofização antrópica.

A Eutrofização natural ou antrópica é o enriquecimento de nutrientes e matéria orgânica, proveniente do despejo de esgoto doméstico e/ou industrial não tratado dos centros urbanos localizados à montante e nas margens do reservatório, dos efluentes agrícolas (defensivos e fertilizantes), das intensas atividades agrícolas que ocupam o uso da terra e dos processos naturais, ocasionando a excessiva proliferação de algas, interferindo na concentração de clorofila-*a* e também de outras variáveis, como oxigênio dissolvido, turbidez, sólidos totais e DBO (Buzzeli & Cunha-Santino, 2013; José et al., 2013).

O oxigênio dissolvido refere-se ao oxigênio molecular (O_2) dissolvido na água. A concentração de OD nos cursos d'água depende da temperatura, da pressão atmosférica, da salinidade, das atividades biológicas, de características hidráulicas (existência de corredeiras ou cachoeiras) (Petruf et al., 2011). A lixiviação do nitrato para os cursos d'água é diretamente dependente do excesso do nutriente no solo e intensificada pela percolação de água em épocas de chuva ou quando a irrigação é manejada com lâminas de água que excedem as capacidades das culturas (Rezende, 2002).

Manter as concentrações aquosas elevadas de OD e diminuição das concentrações de NO_3^- dentro de ambientes de transmissão é fundamental para a manutenção da vida aquática e a saúde ambiental global de um sistema fluvial (Bailey & Ahmadi, 2014).

O N e o P presentes nos rios e lagos são nutrientes de grande importância à cadeia alimentar, entretanto, quando descarregados em altas concentrações em águas superficiais e associados às boas condições de luminosidade provocam o enriquecimento do meio (Barreto et al., 2013).

Segundo Smith & Schindler (2009), a eutrofização pode levar à alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, à redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água.

Esses nutrientes chegam aos corpos d'água por meio da erosão de solos, fertilização artificial dos campos agrícolas ou pela própria decomposição natural da matéria orgânica biodegradável existente no solo e na água (Braga et al., 2002) e o lançamento de esgotos domésticos (Quevedo & Paganini, 2011).

O P pode ser encontrado de diversas formas no solo, variando segundo a matriz (composição da rocha) do solo ou aspectos químicos, como pH, íons presentes, dentre outros. Entretanto, as formas de maior interesse às ciências ambientais são as formas que reagem de maneira mais rápida com a água, não estando imobilizadas, ligadas à matriz do solo ou na forma de quelatos, denominadas de reativas (Gebler et al., 2012).

As formas mais impactantes são o PRT e o PRD. A forma dissolvida é a que apresenta maiores riscos, pois pode percorrer distâncias comparativamente maiores do que o fósforo reativo nos sedimentos em suspensão que podem acabar depositados ao longo do caminho (Gebler et al., 2012).

Esta fonte de risco vem aumentando com a expansão de sistemas de manejo do solo como a semeadura direta e outros sistemas conservacionistas baseados somente em cobertura vegetal (Gebler et al., 2012). Nesses sistemas a concentração de P vinculada aos sedimentos deixa de ser a fonte mais importante de contaminante e o PRT passa a ser, quase na sua totalidade, o PRD (Shigaki et al., 2007).

Outro parâmetro que serve para avaliação da qualidade da água é a medição da condutividade elétrica que se avalia o teor de sais na água condicionado à concentração de íons e a temperatura. A CE é uma medida da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Indica a quantidade de sólidos dissolvidos (Sallam & Elsayed, 2015). Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ indicam ambientais impactados (CETESB, 2009).

Sólido total dissolvido é um parâmetro de qualidade da água definindo a concentração de compostos químicos orgânicos e inorgânicos dissolvidos na água. Utilizado para avaliar a qualidade da água doce. O SDT é uma indicação do potencial de capacidade de tamponamento da água e sua dureza. Analisa os SDT na água através das quantidades excessivas que podem ser inadequadas para a vida aquática do rio, podendo afetar ovos de

peixes e outros organismos, além de ser inadequado para água potável (Sallam & Elsayed, 2015).

Coliformes totais é constituído por um grupo de bactérias, em forma de bacilos, gram-negativas, não-esporuladas, aeróbias ou anaeróbias facultativas, oxidase-negativas, que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído dentro de 24-48 horas à 35 - 37 °C. Coliformes termotolerantes são bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose com produção de ácido e gás dentro de 24 horas à 44 - 45 °C (Bastos et al., 2000).

De acordo com a portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde a contagem padrão das bactérias não deve exceder 500 unidades formadoras de colônias por um mililitro de amostra (500/UFC/mL). A quantificação de coliformes totais e termotolerantes são realizadas através de um método simplificado de aproximação, denominado Número Mais Provável (NMP) resultado expresso em NMP por 100 mL (Standard Methods, 1999).

O uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme "total", porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 2005).

3.5 FERRAMENTAS ESTATÍSTICAS APLICADAS AOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Diversos estudos confirmam o uso de ferramentas estatísticas na análise de um conjunto de dados, buscando o controle das fontes poluidoras e um plano de monitoramento eficaz para a gestão de corpo hídrico. Dessa forma, algumas dessas ferramentas serão conceituadas abaixo, seguindo de alguns estudos aplicados da análise de qualidade da água que usaram essas ferramentas.

O uso das ferramentas estatísticas multivariadas, análise de variância e descritiva são essenciais para avaliar os dados ambientais e para identificar as tendências de poluentes ao longo do espaço e tempo (López-López et al., 2014). A análise descritiva consiste de média, mínimo, máximo e desvio padrão. Mínimo e máximo explica os extremos de conjunto de

dados de amostra. Desvio padrão estuda a variabilidade de uma amostra (Parmar & Bhardwaj, 2013).

Dentre as análises multivariadas a matriz de correlação é uma das estatísticas de fundamental importância (Tsukada, 2015). Essa matriz é utilizada para investigar a dependência entre múltiplas variáveis, ao mesmo tempo. O resultado é uma tabela contendo os coeficientes de correlação entre cada variável e os outros. A principal razão para se usar a matriz de correlação é se eliminar o problema de escalas e unidades diferenciadas em que as variáveis são medidas (Guedes et al., 2012).

Quando se realiza a mensuração de um conjunto de dados de muitas variáveis, torna-se inevitável que muitas dessas sejam supérfluas e sobrepostas, possivelmente pelo uso de matriz de correlação. Assim, quanto menor a correlação entre as variáveis, maior a quantidade de informação contida na medida e mais rica é a estrutura de dados investigada (Trindade, 2013). Todavia, sabendo que a matriz de correlação é uma medida limitada a relações lineares entre variáveis. Deve-se em um estudo feito com um conjunto multivariado de dados, também investigar as relações não-lineares (Simeonov et al., 2003).

Outra ferramenta estatística multivariada é a PCA, método que permite que os dados multivariados sejam reorientados de modo que as primeiras dimensões expliquem o maior número de informações possíveis (Lattin et al., 2011), buscando pelas direções no espaço multivariado que contem a maior variabilidade (Reimann et al., 2008). A PCA tem como objetivo eliminar a informação redundante ao conseguir um menor número de variáveis não correlacionadas que representam toda a estrutura dos dados originais (Simeonov et al., 2003).

Tal redução é obtida ao alterar o conjunto de dados padronizados (Simeonov et al., 2003). Em um novo conjunto de variáveis, as CPs (Melo Júnior et al., 2006), que são a combinação linear ponderada das variáveis originais (Wunderlin et al., 2001), são ortogonais (não correlacionadas) e são organizadas em ordem decrescente de importância (Singh et al., 2004; Shrestha & Kazama, 2007).

A correlação entre as CPs e as variáveis originais, conhecida como cargas das CPs, auxiliam na interpretação das CPs, ao fornecer *insights* sobre os padrões de associação em grandes conjuntos de dados (Lattin et al., 2011), aliando as variáveis estudadas de acordo com suas características comuns (Singh et al., 2004), e ao identificar as variáveis mais significativas em cada CP, pelos valores mais elevados, em módulo (Girão et al., 2007).

Em cada uma das CPs explica uma porcentagem da variância encontrada no conjunto de dados (Gamble & Babbar-Sebens, 2011). As variáveis que apresentam maiores cargas são definidas como mais importantes e possuem elevada influência sobre o nome ou rótulo escolhido para representar a CP. Os sinais são interpretados como quaisquer outros coeficientes de correlação: em cada fator, sinais iguais significam que as variáveis estão positivamente relacionadas e sinais opostos significam que as variáveis estão negativamente relacionadas (Hair et al., 2005).

As variâncias das CPs são chamadas de autovalores (ou raízes latentes), que indicam quanto de variância elas contêm (Manly, 2008) e são obtidos pela soma em coluna das cargas das componentes ao quadrado (Hair et al., 2005). A partir dos autovalores, é possível expressar a quantidade de variação explicada por uma CP (ou subconjunto das componentes) ao dividir o autovalor correspondente à CP pela soma de todos os autovalores, ou seja, pela soma das variâncias (Lattin et al., 2011).

No gráfico Screeplot é o desenho do gráfico das raízes latentes em relação ao número das componentes em sua ordem de extração (Hair et al., 2005). Busca-se um “ângulo” na curva, isto é, um ponto após o qual os autovalores remanescentes declinam de modo aproximadamente linear, e retêm-se somente aquelas componentes que estão acima do ângulo (Lattin et al., 2011). Para Reimann et al.(2008), o ponto de corte é escolhido pelo ponto no qual a função do gráfico apresenta sua última “quebra” clara e para Hair et al. (2005) é o ponto no qual o gráfico começa a ficar horizontal.

O critério de Kaiser (ou critério da raiz latente) propõe que o número das componentes retidas deve ser igual ao número de autovalores que excedam a unidade (maiores que um), supondo que as variáveis da análise estão padronizadas. A ideia do critério é conservar no sistema novas dimensões que simulem pelo menos a informação da variância de uma variável original (França et al., 2009; Hair et al., 2005; Lattin et al., 2011).

O critério de porcentagem de variância é uma abordagem baseada na conquista de um percentual cumulativo especificado da variância total extraída pelas componentes sucessivos. O objetivo é garantir que das componentes escolhidos expliquem pelo menos um montante especificado de variância. Outro critério utilizado é reter um número suficiente das componentes que explique determinado valor da variância em cada uma das variáveis originais. Vale lembrar aqui que os autovalores apontam um percentual de variância explicado pela CP, considerando todas as variáveis, mas não informam a variância de cada variável separadamente (Lattin et al., 2011).

Outra ferramenta estatística que busca uma melhor avaliação das variáveis de qualidade da água é conhecida como teste paramétrico ANOVA. Essa ferramenta serve para comparar mais de dois grupos no que diz respeito à localização. Esta comparação é realizada a partir da análise da dispersão presente no conjunto de dados (Guimarães & Cabral, 2007).

Os testes de hipóteses classificam-se em paramétricos e não paramétricos. Os paramétricos usam os parâmetros da distribuição, ou uma estimativa destes, para o cálculo de sua estatística. Geralmente, estes testes são mais rigorosos e possuem mais pressuposições para sua validação. Em contrapartida, os não paramétricos usam, para o cálculo de sua estatística, postos atribuídos aos dados ordenados e são livres da distribuição de probabilidades dos dados estudado (Reis & José Júnior, 2007).

Essa ANOVA pode ser realizada usando um modelo de Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC), Delineamento em Blocos Casualizados (DBC), Delineamento em Quadrado Latino (DQL), Fatorial/DIC, Fatorial/DBC, Regressão Linear Simples e Regressão “quadrática” (Vieira, 2006). Experimentos com DBC abrangem os três princípios básicos da experimentação: repetição, casualização e controle local (Pimentel-Gomes, 2009). Este delineamento é utilizado quando existe heterogeneidade nos experimentos (Mello & Peternelli, 2013). Como por exemplo, avaliar a qualidade da água de um corpo hídrico, buscando comparar o nível de significância das variáveis monitoradas.

A técnica multi-way ANOVA permite a análise dos resultados obtidos através de diferentes direções ao mesmo tempo (López-López et al., 2014) e com o uso de inúmeros fatores. A ANOVA é um método aplicado para determinar a contribuição percentual de cada parâmetro do processo (Pandiarajan et al., 2015). Sua finalidade é identificar os parâmetros de processo que são estatisticamente significativos, bem como investigar o significado desses parâmetros (Balaji et al., 2012).

A ANOVA serve para comparar qualquer número de médias de tratamentos, ou seja, as médias do que está em teste (Vieira, 2006). Utilizada para analisar os resultados experimentais e identificar os fatores que têm um efeito significativo (Qasim et al., 2015). Fatores são vetores em que os elementos pertencem a uma ou mais categorias temáticas. Categoria é onde os dados estão organizados (Mello & Peternelli, 2013). A comparação das médias fornece o valor-p, cujo permite decidir se as médias são, ou não, iguais, a determinado nível de significância (α).

Geralmente adota-se $\alpha=0,05$. Já que o nível de um teste é a probabilidade de rejeitar a hipótese de que as médias são iguais, quando esta hipótese é verdadeira (Vieira, 2006). Hipótese rejeitada quando o *valor p* for menor ou igual a α (Mello & Peternelli, 2013).

Para validar os resultados da ANOVA algumas condições pressupostas devem ser atendidas. A hipótese de homogeneidade de variâncias dos dados analisados é o pressuposto mais importante da ANOVA. Caso haja violação de qualquer outra suposição pode implicar em heterogeneidade do erro experimental.

Para testar essa hipótese de homogeneidade (H_0) inicia-se com a proposta apresentada pelo teste de Bartlett, visando verificar os pressupostos do modelo ANOVA (Nogueira & Pereira, 2013). Quando se pretende avaliar se as condições pressupostas para a validade da inferência que irá realizar foram atendidas surge à necessidade de testar a hipótese de normalidade (Cantelmo & Ferreira, 2007).

O teste de normalidade Shapiro-Wilk foi encontrado para ser o melhor teste abrangente para a detecção de desvios da normalidade univariada. Calcula uma variável estatística (W) que investiga se uma amostra aleatória provém de uma distribuição normal (Shapiro & Wilk, 1965; Srivastava & Hui, 1987).

Quando a variável aleatória adere à distribuição Normal a hipótese é nula, caso contrário à hipótese é alternativa. A maneira mais fácil de tomar a decisão é observar o valor-p dos testes e comparar com o nível de significância adotado. Se o valor-p do teste for menor que o nível de significância escolhido, rejeita-se a hipótese de normalidade (Torman et al., 2012).

Para Pereira et al. (2014) o teste Tukey também conhecido como teste da diferença honestamente significativa defini a menor diferença significativa entre a média de dois grupos. Vieira (2006) o teste Tukey serve para calcular a diferença mínima entre duas médias para que possam considerar diferença significativa a um determinado nível de significância.

O teste F verifica se as variâncias de amostras originadas de distribuições normais (homogêneas) são idênticas (Mello & Peternelli, 2013). O teste t de Student é classificado como testes paramétricos porque exige uma distribuição de probabilidade específica para a variável aleatória, no caso a distribuição Normal (Torman et al., 2012).

O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para medições da ANOVA de um fator independente é usado para avaliar se duas ou mais amostras são extraídas da mesma distribuição (Guo et al., 2013). Cunha et al. (2013) avaliou a qualidade de água da lagoa

Caiubá em nove pontos durante um ano, calculando para cada ponto a riqueza de táxons e comparadas sua composição e abundância com a ANOVA *One Way* e o teste de Tukey foi aplicado para comparação post hoc. Diferenças entre as médias das variáveis foram consideradas significativas quando $p < 0,05$.

Vega et al. (1998) utilizou a PCA, a ANOVA e a análise de agrupamento visando investigar a qualidade da água do rio Pisuerga (Bacia do Duero, Espanha), para avaliar a influência da poluição e da sazonalidade na qualidade da água do rio em estudo, bem como discriminar os efeitos das atividades antrópicas sobre o clima e a hidro química do rio.

Para López-López et al. (2011), durante um período de dois anos foram coletadas amostras de água no rio Guadalquivir para analisar os parâmetros: nutrientes, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais em suspensão, espécies voláteis de carbono e metais pesados. A análise multivariada foi utilizada para estimar a poluição fluvial e para identificar as entradas de poluição.

Para Guedes et al. (2012), a avaliação da qualidade da água e identificação dos grupos de poluição presentes no médio Rio Pomba, por meio de técnica estatística multivariada aplicando a análise fatorial/análise de componentes principais identificando que o melhor comportamento das 15 variáveis de qualidade das águas do médio Rio Pomba foi aquele composto por três fatores (por um grupo de nutrientes, por um grupo orgânico e por um grupo de sólidos em suspensão) explicando 74,30% da variância total.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido segundo as etapas a seguir apresentadas:

- a) Caracterização da sub-bacia do rio Siriri quanto aos aspectos relacionados ao uso da terra, hidrografia, morfometria, solos e variáveis hidrológicas. Maior detalhamento no item 4.1;
- b) Monitoramento da qualidade da água no rio Siriri: foram realizadas coletas mensais totalizando um ano de amostragem em cinco locais pré-determinados ao longo do rio, escolhidos considerando a existência de monitoramento de

vazão (dois pontos) e a ocorrência de atividades econômicas com potencial de impacto nas sub-bacias contribuintes. Esta etapa será detalhada a seguir no item 4.2;

- c) Análises de correlação entre os parâmetros de qualidade da água, precipitação média e uso do solo da sub-bacia hidrográfica do rio Siriri, etapa detalhada no item 4.3.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

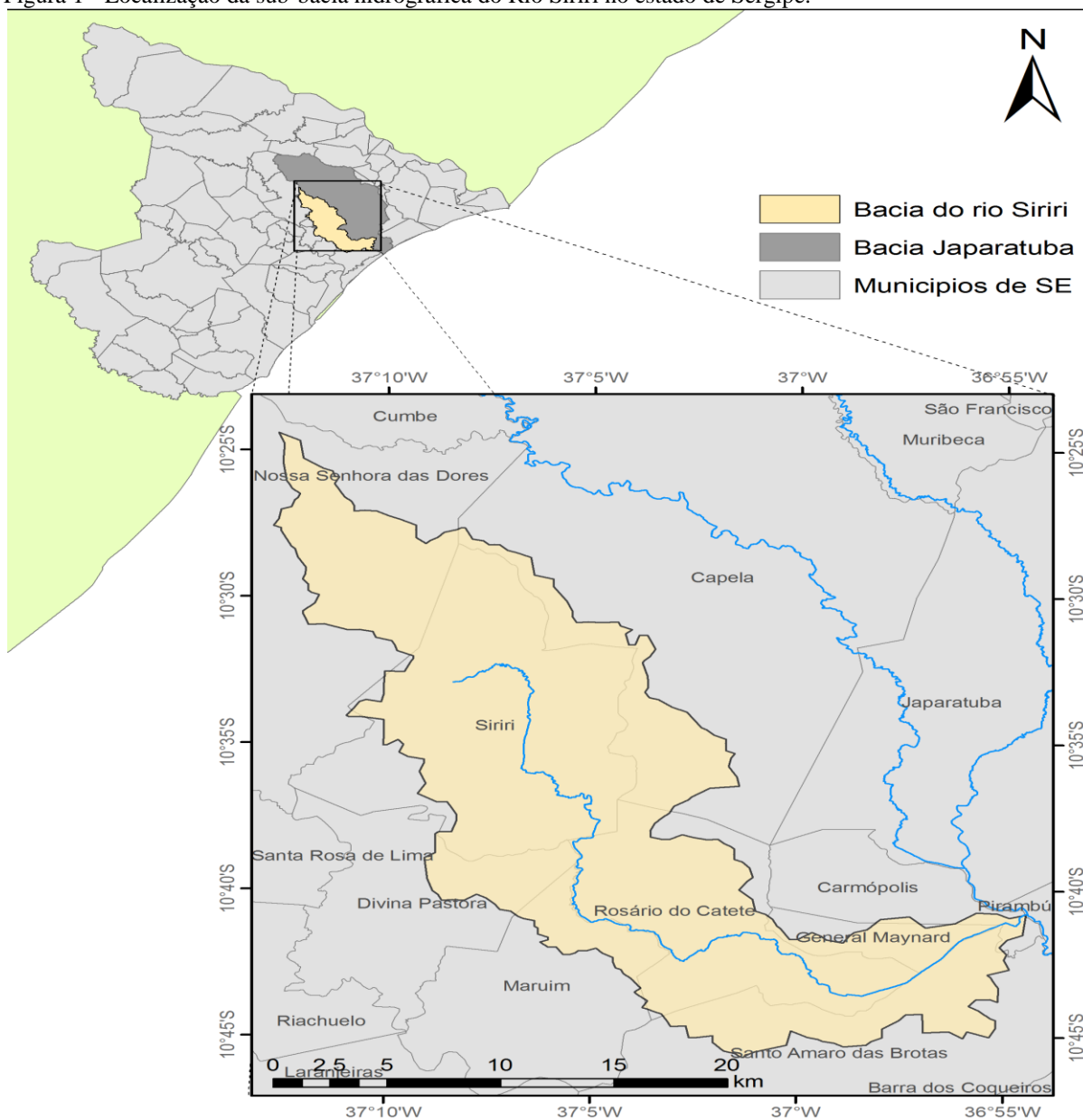
No estado de Sergipe existem oito bacias hidrográficas: do Rio São Francisco, Rio Japaratuba, Grupo de Bacias Costeiras 1, Rio Sergipe, Rio Vaza-Barris, Grupo de Bacias Costeiras 2, Rio Piauí e Rio Real. A bacia hidrográfica do rio Japaratuba se localiza na região nordeste do estado de Sergipe, possui uma área de 1.674,2 km² (Jesus et al., 2012). O Rio Japaratuba nasce na Serra da Boa Vista, entre Feira Nova e Graccho Cardoso e deságua no oceano atlântico (Santos et al., 2011). A precipitação na bacia apresenta valores anuais médios de 1.500 mm próximo à sua foz no rio Japaratuba e cerca de 700 mm/ano na sua porção extrema noroeste, com período chuvoso concentrado nos meses de maio a agosto (Cruz et al., 2012).

O clima na bacia hidrográfica varia de sub-úmido úmido, na região da foz do rio Japaratuba, sub-úmido seco, na região do médio Japaratuba e semi-árido na região do alto Japaratuba. Da área total da bacia, 9,63 % pertencem à região semi-árida, 30,18 % a porção litoral úmido e 60,17 % estão localizadas no agreste (Aragão & Almeida, 2009). Apresentando temperatura média anual de 25°C (Melo Neto et al., 2013). A sub-bacia hidrográfica do rio Siriri está localizada entre as coordenadas geográficas 37° 12' 52" O, 10° 24' 20" S e 36° 54' 22" O, 10° 45' 44" S, com cerca de 429 km², sendo juntamente com o rio Japaratuba-Mirim, os principais afluentes do rio Japaratuba (Cruz et al., 2014) (Figura 1).

A sub-bacia hidrográfica do rio Siriri tem apresentado sinais de queda de sua qualidade ambiental, quando relacionados aos impactos sobre os recursos hídricos da bacia de drenagem. Principalmente, por apresentar atividades agrícolas e de extração mineral presentes na bacia (Cruz et al., 2014). A sub-bacia hidrográfica abrange dez municípios: Divina Pastora, Maruim, General Maynard, Santo Amaro das Brotas, Carmópolis, Capela, Pirambu, Nossa

Senhora das Dores, Siriri e Rosário do Catete. Os três últimos como centros urbanos são os grandes centros da sub-bacia em estudo.

Figura 1 - Localização da sub-bacia hidrográfica do Rio Siriri no estado de Sergipe.



Fonte: Cruz et al. (2014).

De acordo com Jacomine et al. (1975), são quatro as classes de solos encontrados na área da sub-bacia do Rio Siriri: Latossolos, Neossolos, Argissolos e Vertissolos. Os Argissolos ocupam aproximadamente 65% da área e têm como característica peculiar a presença do horizonte B textural, que reduz a capacidade de infiltração de água no solo. O uso do solo é caracterizado pela existência de áreas urbanas e rurais, apresentando polos

industriais, extração mineral de petróleo, pequenos remanescentes de florestas, áreas úmidas, predominando a atividade agropecuária, com destaque para a cultura da cana-de-açúcar e pastagens (Cruz et al., 2014).

4.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO SIRIRI

Para analisar a qualidade das águas no rio Siriri, foram selecionados cinco pontos para a coleta de amostras de água, incluindo os dois onde há monitoramento de vazão pela Agência Nacional de Águas, estações Siriri (cod. 50046000, 140 km²) e Rosário do Catete (cod. 50047000, 300 km²).

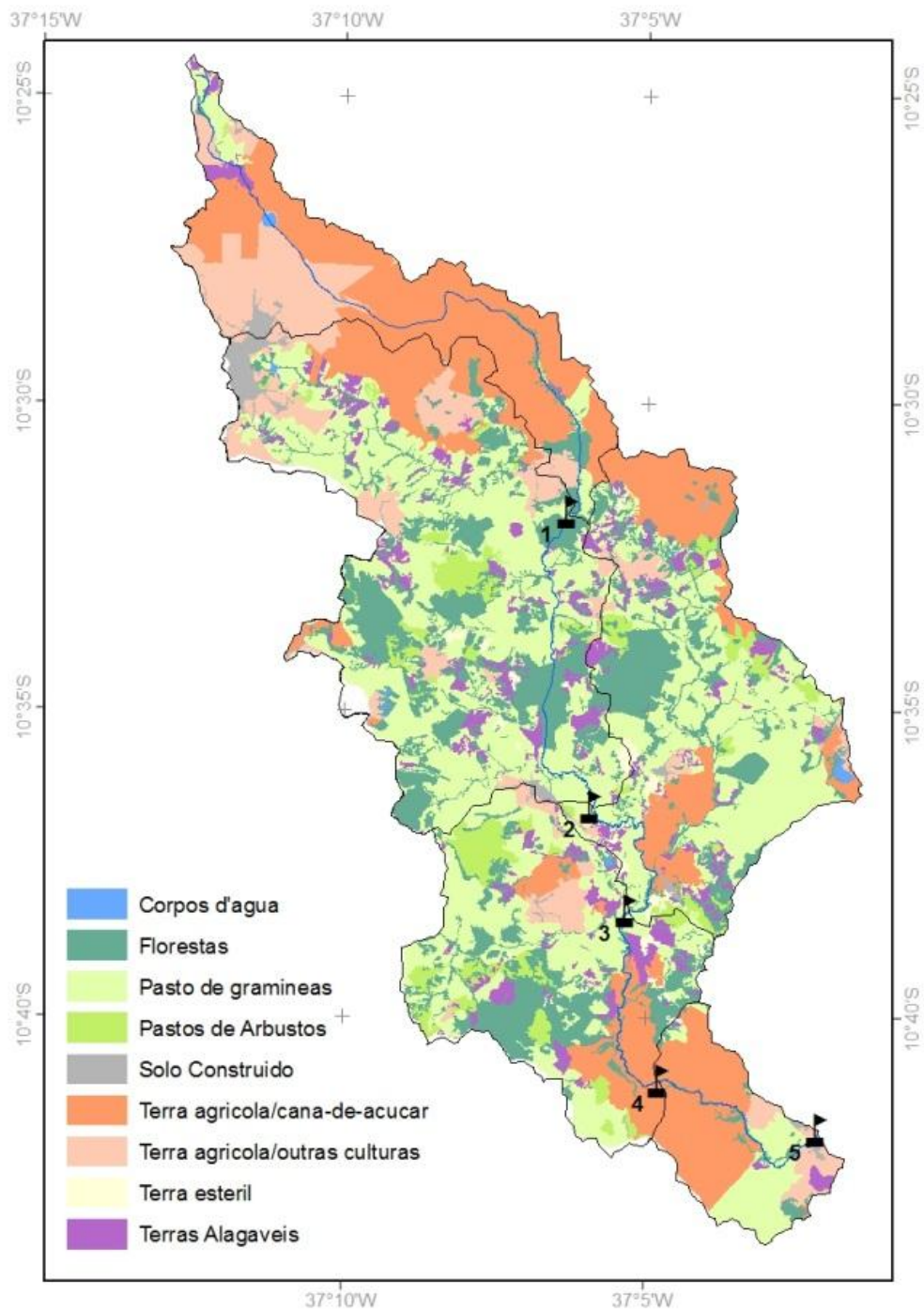
Os cinco pontos de coleta foram escolhidos considerando a diversidade das atividades do uso da terra e do solo (Figura 17 a 21 em anexo). O primeiro ponto é caracterizado pelo cultivo de cana-de-açúcar e pastagem. O segundo, pela presença de baixa densidade da cobertura vegetal. No terceiro, ocorre à ausência de mata ciliar, formação de bancos de areia, pouca vegetação nativa, presença de grandes usinas e extração de petróleo. O quarto ponto apresenta cultivo de cana-de-açúcar e erosão acentuada. O último ponto localiza-se em área urbana, com cultivo de capim de corte em sua margem e lançamento de esgoto doméstico sem tratamento adequado.

A localização dos pontos de coleta na bacia hidrográfica do rio Siriri e suas características principais dos pontos estão apresentadas na Tabela 1 e Figura 2. As coletas mensais foram iniciadas em outubro/2014 e finalizadas em setembro/2015, totalizando doze campanhas realizadas.

Tabela 1 - Pontos de coleta e suas respectivas coordenadas.

Pontos	Descrição	Município	Latitude	Longitude	Área (km ²)
1	Riacho Sangradouro	Siriri	10° 31' 46.4" S	37° 6' 18.9" W	46.65
2	Rio Siriri	Siriri	10° 36' 34.2" S	37° 5' 54.6" W	156.13
3	Rio Siriri	Siriri	10° 38' 15.4" S	37° 5' 18.5" W	228.08
4	Rio Siriri	Rosário do Catete	10° 41' 2.2" S	37° 4' 45.6" W	286.10
5	Rio Siriri	Rosário do Catete	10° 41' 49.0" S	37° 2' 8.7" W	307.77

Figura 2 - Localização dos pontos de coleta na sub-bacia hidrográfica do rio Siriri.



Fonte: pelo autor.

No momento da coleta foram realizadas as medidas de T, pH, CE, OD, NO_3^- , turbidez, SDT por meio de uma sonda multiparâmetro modelo Aquaread AP 2000 (Figura 22). Foram analisados em laboratório os seguintes parâmetros, segundo metodologias recomendadas por *Standard Methods* (Clesceri & Greenberg, 2005): pH, OD, CE, turbidez, NO_3^- , P, N, SDT, clorofila-*a*, PRD, CTT (Tabela 2).

Tabela 2- Variáveis, métodos e referências utilizadas para caracterizar a qualidade da água do Rio Siriri.

Variáveis	Métodos Analíticos
pH	Peagametro
Oxigênio Dissolvido	Iodométrico Winkler modificado
Condutividade Elétrica	Condutivímetro
Turbidez	Turbidímetro DM – C2
Nitrato	Cromatógrafo Líquido
Fósforo Total	ICP – Espectrômetro de Emissão Ótico com Plasma Induzido
Nitrogênio Total	Cromatógrafo Líquido
Sólidos Totais Dissolvidos	Condutivímetro
Clorofila-<i>a</i>	Espectrofotômetro de absorção molecular UV-VIS
	Centrífuga SL – 700
Fosfato Reativo Dissolvido	ICP – Espectrômetro de Emissão Ótico com Plasma Induzido
Coliformes Termotolerantes	Filtro de Membrana

As amostras foram analisadas no ITPS nos Laboratórios de Química de Água e de Microbiologia, com o acompanhamento da autora. O ITPS possui um laboratório atuante no estado a mais de 30 anos validando análises de água e efluentes. Desde 2010, é acreditado pelo INMETRO com base na norma NBR ISSO/IEC 17025:2005, com a finalidade de atuação na avaliação da qualidade da água para diversos fins, assim como análise e monitoramento de despejos industriais (ITPS, 2014).

As amostras para análise físico-química e microbiológica foram coletadas em três recipientes (dois de polietileno e um de tipo âmbar) com capacidade de 1,5 litros cada e em um frasco de winkler fornecidos pelo ITPS. Para as amostras de oxigênio dissolvido (winkler) foram adicionados 2 ml de sulfato manganoso (reagente 1) e 2 ml de iodeto azida (reagente 2) no momento da coleta. Todos os frascos foram vedados, etiquetados e resfriados com gelo em caixa térmica até ser entregue no laboratório (Figura 23).

4.3 DETERMINAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO MÉDIA

Diversos estudos relatam a forte correlação entre a ocorrência de eventos chuvosos e a qualidade das águas dos corpos hídricos (Cruz et al., 2014). Assim, esse estudo buscou também considerar a variável precipitação antecedente nas análises. Para tanto foi considerado o total precipitado sobre a bacia no dia anterior à coleta, dez dias antes e 30 dias

antes. Para tal, foi necessário calcular as médias das chuvas das precipitações diária, em dez dias e em um mês baseada nos dados medidos em pluviômetros. Os valores pluviométricos foram obtidos no site do INPE através da plataforma de coleta de dados dos municípios de Capela, Nossa Senhora das Dores e Santo Amaro das Brotas, as quais tem influência sobre a sub-bacia hidrográfica do rio Siriri e apresentam dados completos para os doze meses de coleta (Tabela 3).

Tabela 3 - Localização das plataformas de coletas de dados.

Estação	Latitude	Longitude	Altitude
Capela	10°30'21''S	37°03'16''W	163
Nossa Senhora das Dores	10°27'49''S	37°11'36''W	208
Santo Amaro das Brotas	10°78'00''S	37°05'00''W	15

Fonte: INPE (2015).

Segundo Casado et al. (2012), para calcular a precipitação média de uma superfície qualquer é preciso usar as observações dos postos dentro dessa superfície e nas suas vizinhanças. De acordo com Tucci (2007), precipitação média é uma lâmina de água de altura uniforme sobre toda a área considerada integrada a um período de tempo determinado.

O método escolhido para a determinação da altura média de precipitação da área em estudo foi o polígono de Thiessen. Cujo polígono é indicado quando não há distribuição uniforme dos postos pluviométricos dentro da bacia hidrográfica. Esse método dá bons resultados quando o terreno não é muito acidentado (Casado, 2012).

A metodologia apresentada por Tucci (2007) para os polígonos de Thiessen é composta pelas seguintes etapas: os postos são interligados por trechos retilíneos; traçam-se linhas perpendiculares aos trechos retilíneos passando pelo meio da linha que interliga os dois postos; prolongam-se as linhas perpendiculares até que as mesmas se interceptem; define-se o polígono pela intersecção das linhas, o qual corresponde à área de influência de cada posto e a precipitação média, a qual é calculada através da equação 1.

$$\bar{P} = \frac{\sum_{i=1}^n A_i P_i}{A} \quad (1)$$

Onde:

A_i = a área de influência do posto i (km²)

P_i = a precipitação registrada no posto i (mm)

A = a área total da bacia hidrográfica (km²)

Com os resultados obtidos foi possível observar a existência ou não de correlações da precipitação com as demais variáveis medidas. Para a caracterização do estado de qualidade das águas ao longo do ano foram utilizados os dispositivos de avaliação ambiental da qualidade dos recursos hídricos contidos na Resolução Conama 357/2005 para os corpos hídricos de água doce. Assim, para cada variável foi considerado o limite de Classe superior ou inferior mais próximo. A variável que atendeu a classe de maior qualidade não foi avaliada com as demais classes.

4.4 AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA

A alteração nos usos da terra em uma bacia hidrográfica tem influência direta sobre a qualidade da água dos corpos hídricos que a compõem (Cruz et al., 2014). Neste contexto, esse estudo visou contemplar algumas variáveis relacionadas aos usos e cobertura da terra na sub-bacia do Rio Siriri de forma a avaliar esta influência.

Dessa forma, levando em consideração a característica agrícola predominante na sub-bacia, foi realizada a contabilização da quantidade de área agrícola, considerando culturas agrícolas e pastagens, presentes em cada sub-área contribuinte aos pontos de amostragem. Para tanto foi utilizada a classificação de uso da terra atual já existente para a bacia do rio Japaratuba, desenvolvida em (Cruz et al., 2014) e aplicadas ferramentas de geoprocessamento por meio do software QuantumGIS.

4.5 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA DA CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS SELECIONADAS

O R é uma linguagem de alto nível e um ambiente para análise de dados e gráficos (Crawley, 2007). É gratuito e tem código-fonte aberto podendo, portanto ser modificado ou implementado com novos procedimentos e comandos desenvolvidos a qualquer momento e por qualquer usuário. No R são encontrados diversos procedimentos para realizar a ANOVA; entretanto, o usuário deve estar atento ao escolher e fazer a análise, pois alguns erros são frequentes, por exemplo, não especificar algum fator ou esquecer sinal no modelo (Mello & Peternelli, 2013).

Nesta etapa fez-se o uso de análises estatísticas utilizando o software R versão 3.2.2 para a avaliação de valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão. Esse desvio mostra o quanto de variação de dispersão existe em relação à média. Ou seja, um baixo desvio indica que os dados tendem a estar próximo da média, caso contrário indica que os dados estão espalhados entre os valores. De acordo com Mello & Peternelli (2013) a média aritmética, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis são determinados são expressas, respectivamente, pelas equações 2, 3 e 4.

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (2)$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n}}{n - 1}} \quad (3)$$

$$cv = \bar{x}/s \quad (4)$$

Assim, funções foram programadas para gerar os dados de acordo com os parâmetros de interesse e para aplicar os testes sobre os dados criados. Com esses resultados realizou-se uma matriz de correlação entre os parâmetros de qualidade da água monitorados, visando avaliar a influência entre diferentes pares de parâmetros de qualidade da água monitorada

(Parmar & Bhardwaj, 2013). Segundo Kollo & Ruul (2003), a matriz de correlação é dada pela igualdade (Equação 5).

$$|R - \lambda I| = 0 \quad (5)$$

Para avaliar o nível de significância das variáveis monitoradas considerando os fatores de localização da estação de monitoramento e de sazonalidade da sub-bacia hidrográfica do rio Siriri utilizou-se o teste de homogeneidade de variância, denominado Bartlett (Equação 6).

$$U = \frac{1}{C} \left[v \log_e(\hat{\sigma}^2) - \sum_t v_t \log_e(\hat{\sigma}_t^2) \right] \quad (6)$$

Onde:

$$v_t = n_t - 1, v = \sum v_t, \hat{\sigma}_t^2 = \sum \frac{v_t \hat{\sigma}_t^2}{v}$$

$$C = 1 + \frac{1}{3(t-1)} \left(\sum \frac{1}{v_t} - \frac{1}{v} \right)$$

O teste de Bartlett teste a hipótese abaixo:

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_1^2 = \dots = \sigma_i^2$$

$$H_1: \sigma_i^2 \neq \sigma_{i'}^2 \text{ para pelo menos um par } i \neq i'$$

A hipótese de variâncias iguais é rejeitada se $U > X^2_{\alpha, t-1}$.

Sendo assim, utilizou-se o teste Shapiro-Wilk (Equação 7) para normalidade das variáveis visando avaliar quais variáveis tem distribuição normal através da obtenção de um *p-valor*, adotando o nível de significância $\alpha=0.05$.

$$W = \frac{b^2}{s^2} = \left(\sum_{i=1}^n (a_i y_i)^2 / \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2 \right) \quad (7)$$

Onde:

y_i = variável aleatória observada;

a_i = coeficientes tabelados

Se o valor obtido for maior que α classifica-se como normal, utiliza ANOVA e em seguida o teste Tukey (Equação 8).

$$\Delta = q \sqrt{\frac{QMR}{r}} \quad (8)$$

Onde:

Δ = diferença mínima significativa

q = amplitude estudentizada

QMR = quadrado médio do resíduo da análise de variância

r = número de repetições de cada um dos tratamentos

Para as variáveis que não segue a distribuição normal empregou-se o teste não-paramétrico kruskal-Wallis. À medida que, os dados foram significativamente diferentes ao nível de significância utilizou-se o teste de kruskalmc do pacote pgirmess do software R. Para melhor visualização das diferenças entre os pontos da sub-bacia em estudo utilizou-se os gráficos box-plot, como apoio para as ferramentas estatísticas (Equação 9).

$$H = \left[\frac{12}{(N \cdot (N + 1))} \right] \cdot \left[\frac{\sum R_1^2}{n_1} + \frac{\sum R_2^2}{n_2} + \frac{\sum R_3^2}{n_3} \right] - 3 \cdot (N + 1) \quad (9)$$

Onde:

N = número dados em todos os grupos

n = número de sujeitos em cada grupo

$\sum R$ = somatório dos postos em cada grupo

A PCA busca calcular os autovalores de uma matriz de correlação. Assim, nesta matriz simétrica R os elementos da diagonal principal foram às variâncias das frequências absolutas padronizadas de cada classe (variáveis padronizadas) e os demais elementos os valores de covariância entre pares de variáveis padronizadas (Melo Júnior et al., 2006). A equação abaixo calcula a PCA, bem como foi utilizado o pacote do R ‘psych’ programap’ PCA ‘principal’ usando a matriz de correlação.

$$(R - \lambda_i I)a_i = \phi \quad (10)$$

Em que:

λ = raízes características ou autovalores da matriz R

I = matriz identidade de dimensão $p \times p$

a_i = autovetor ou matriz $p \times 1$, contendo os p coeficientes para cada autovalor correspondente ao componente principal

ϕ = vetor nulo, de dimensão $p \times 1$

Do ponto de vista estatístico-matemático a PCA busca transformar o conjunto original das variáveis observadas em um novo conjunto de variáveis, denominadas componentes principais (Melo Júnior et al., 2006). A principal característica dessas componentes, além da ortogonalidade, é que são obtidas em ordem decrescente de máxima variância.

Logo, são calculadas de forma que a primeira componente principal explique o máximo da variabilidade total dos dados; a segunda explique o máximo da variabilidade restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira; a terceira explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira nem com a segunda componentes e assim sucessivamente, até que o número de componentes principais seja no máximo igual ao número de variáveis (Guedes et al., 2012).

Na pesquisa foi utilizado o gráfico *screeplot* considerando o critério dos autovalores superiores à unidade em dados padronizados (um). A interpretação das componentes é verificada através do peso ou loading de cada variável sobre a componente. Os valores elevados dos pesos fatoriais sugerem quais são as variáveis mais significativas em cada fator (Guedes et al, 2012).

De acordo com Andrade et al., (2007), nem sempre a matriz PCA é fácil de interpretar. Devido às cargas dos fatores que estão próximos do valor médio. Desta forma, utiliza-se o processo de transformação ortogonal da matriz dos pesos fatoriais, gerando uma nova matriz mais fácil de interpretar (Girão et al., 2007). Na presente pesquisa empregou-se a rotação ortogonal pelo método Varimax. Neste gráfico podem-se observar pontos mais próximos, os que apresentaram mais similaridade, distinguindo os grupos por características comuns.

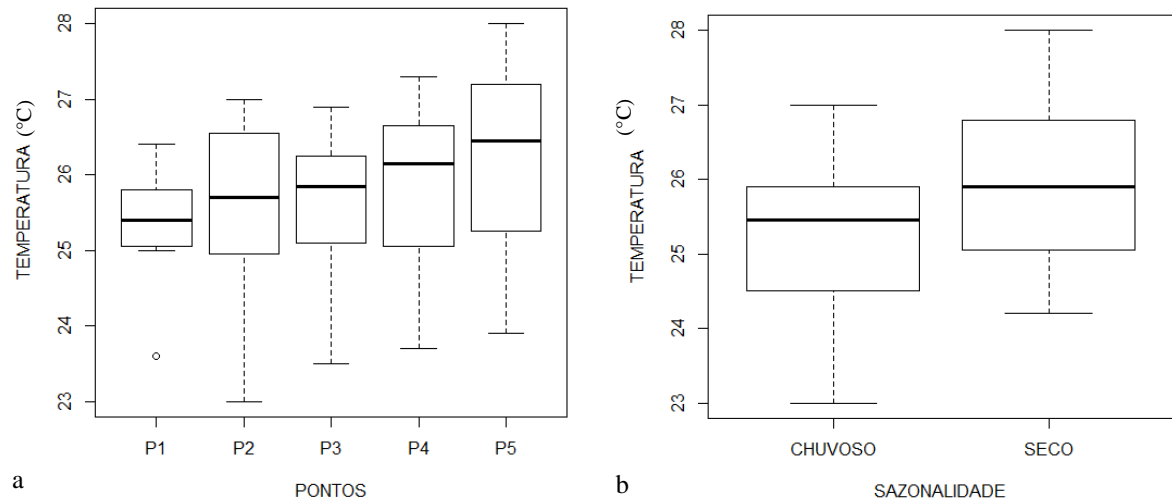
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS

A Tabela 4 indica os resultados obtidos na avaliação da qualidade da água da sub-bacia hidrográfica do Rio Siriri. Os valores médios de cada variável foram comparados com os limites de cada classe da Conama 357/2005 das águas doces, sendo ilustrados nas figuras dos pontos de monitoramento da sub-bacia hidrográfica supracitada de cada variável.

Observando que a variável T apresentou pequena variação, com aumento de montante para jusante. No entanto, pode-se atribuir esta característica ao horário da realização das coletas, sempre iniciadas no começo da manhã e concluídas à tarde, de P1 até P5 ver Tabela 4 (Figura 3a). O box-plot da Figura 3b indica que há uma tendência de valores maiores para a variável T no período seco é maior que no chuvoso.

Figura 3. a - Box-plot da T nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot da T para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.

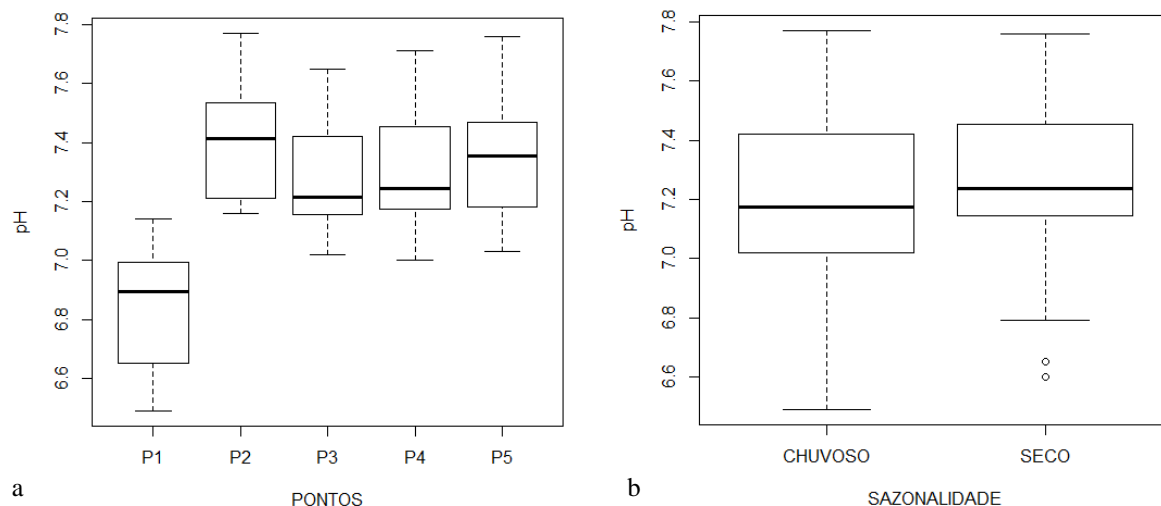


Para a variável pH a Conama 357/2005 estabelece uma variação do pH de 6,0 a 9,0 para as classes 1, 2 e 3. Dessa forma, observou-se na Tabela 4 que os valores médios do pH ficaram situados dentro do limite definido pela Resolução supracitada.

Verificando na mesma Tabela citada acima, que dentre os cinco pontos monitorados, apenas no P1 ($6,84 \text{ mg.L}^{-1}$) o pH mostrou-se com baixa variabilidade ao longo do trecho em estudo, no entanto dentro dos limites estabelecidos pela Resolução vigente considerando todas as Classes.

Tal fato pode estar relacionado à presença de maior compostos nitrogenados no P1, podendo gerar ácidos orgânicos e diminuição no valor do pH da água (Figura 4a). O box-plot da Figura 4b indica pouca diferença entre os períodos seco e chuvoso da variável pH.

Figura 4. a - Box-plot do pH nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot da pH para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



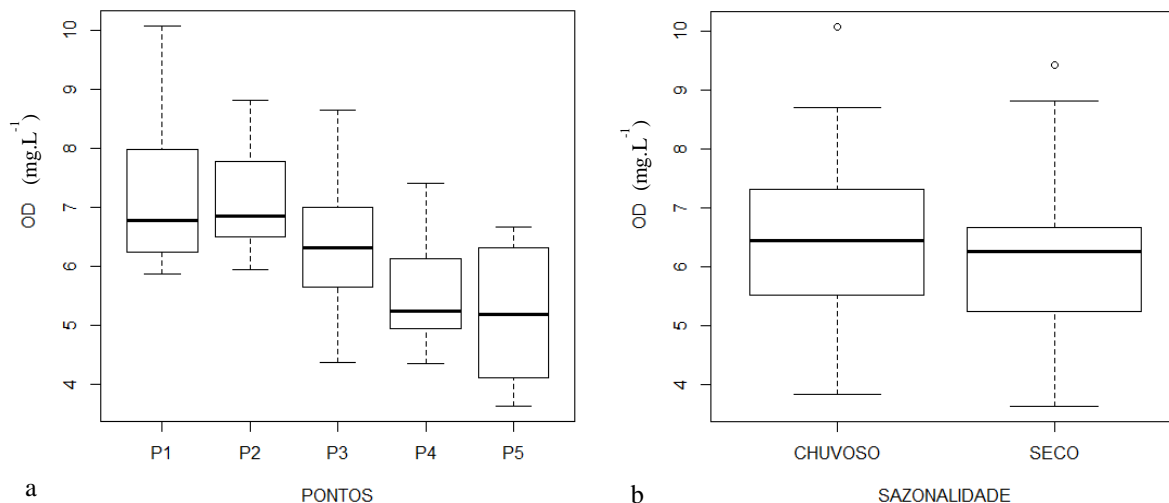
A variável OD está dentro do limite estabelecido pela Conama 357/2005 para a Classe 1 (OD não inferior a 6 mg.L^{-1}). Pois, a Tabela 4 mostra que o valor médio da sub-bacia hidrográfica em estudo foi de $6,29 \text{ mg.L}^{-1}$. No entanto, tal valor pode indicar que a água do rio Siriri encontra-se em estado de alerta para usos nobres.

Verificando na Tabela 4 os valores médios dos cinco pontos monitorados, observa-se que o OD diminui sua concentração do P1, a montante para o P5, a jusante (Figura 5a). Os pontos P1 a P3 estão dentro dos limites estabelecidos pela Resolução supracitada para a Classe 1.

No entanto, os pontos P4 ($5,55 \text{ mg.L}^{-1}$) e P5 ($5,21 \text{ mg.L}^{-1}$) estão dentro do limite estabelecido pela Conama 357/2005 para a classe 2 (não inferior a 5 mg.L^{-1}), caracterizando como pontos mais críticos provavelmente pela formação de matéria orgânica originada do uso de fertilizantes no solo e pelo lançamento de esgoto doméstico, respectivamente.

Observando no P5 maior variabilidade, evidenciada claramente pela maior dimensão da caixa neste ponto no gráfico Box-plot. O box-plot da Figura 5b indica pouca diferença entre os períodos seco e chuvoso da variável OD.

Figura 5. a - Box-plot do OD nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do OD para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.;



Observa-se na Tabela 4 que os valores médios da variável N estão dentro dos limites estabelecidos pela Conama 357/2005 considerando a Classe 1 ($3,7 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$ para $\text{pH} \leq 7,5$). Os valores médios dos pontos monitorados da variável N apresentaram maiores concentrações em P1 ($2,76 \text{ mg.L}^{-1}$) e P5 ($2,65 \text{ mg.L}^{-1}$), sua origem pode ser natural (precipitação, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular) ou artificial sendo proveniente, principalmente, de efluentes domésticos, industriais e agrícolas (Buzelli & Cunha-Santino, 2013).

Em contrapartida, nos pontos P2, P4 e P3 houve redução na dimensão dessa variação conforme Figura 6a. No entanto, pode-se observar também a ocorrência de out-liers de P2 a P5, com aumento nas cargas, o que indica que grandes alterações de concentrações pontuais ocorrem nestes locais, provavelmente decorrentes de despejos eventuais de esgotos de comunidades locais e as usinas.

O box-plot da Figura 6b indica uma variabilidade maior da variável N no período chuvoso que no seco. Tal comportamento pode está associado ao arraste do solo contaminado de fertilizantes com nitrogênio pelas precipitações (poluição difusa), levando o N para o rio. Assim, este corpo hídrico pode ser recuperado em alguns períodos, o que não ocorre no período seco, onde a carga é praticamente constante e devido à presença de esgotos domésticos (poluição pontual).

Figura 6. a - Box-plot do N nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do N para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.

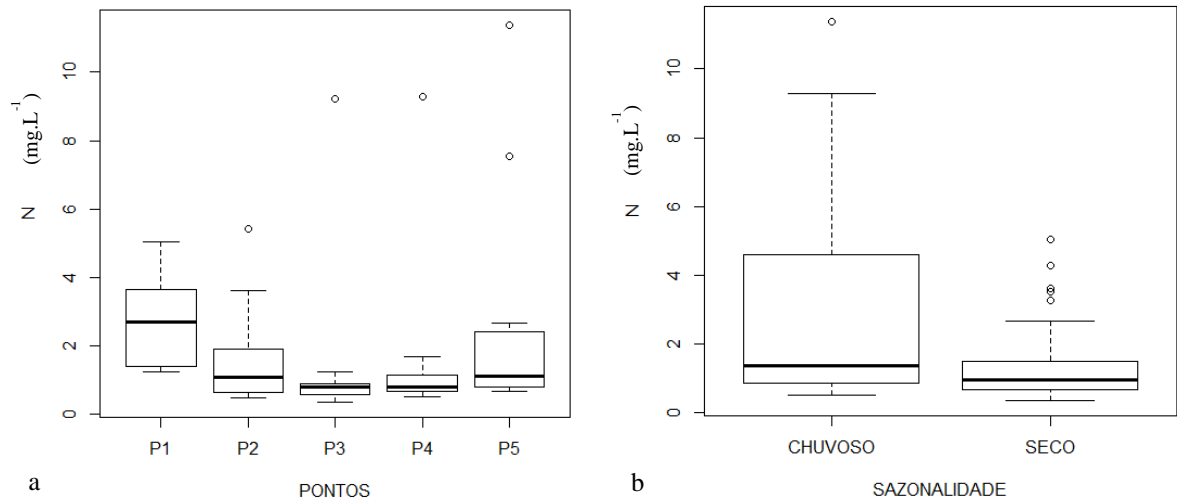


Tabela 4 - Estatística básica dos resultados das variáveis de qualidade da água monitoradas.

Variáveis	Valores	P1	P2	P3	P4	P5	Total
T	Média	25,33	25,55	25,68	25,88	26,25	25,74
	Mínimo	23,60	23,00	23,50	23,70	23,90	23,54
	Máximo	26,40	27,00	26,90	27,30	28,00	27,12
	Desvio padrão	0,69	1,20	0,96	1,11	1,25	1,04
	Coef. variação	0,03	0,05	0,04	0,04	0,05	0,04
pH	Média	6,84	7,40	7,29	7,30	7,36	7,24
	Mínimo	6,49	7,16	7,02	7	7,03	6,94
	Máximo	7,04	7,77	7,65	7,71	7,76	7,59
	Desvio padrão	0,20	0,27	0,25	0,21	0,21	0,23
	Coef. variação	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03
OD	Média	7,27	7,12	6,31	5,55	5,21	6,29
	Mínimo	5,88	5,94	4,37	4,75	3,64	4,92
	Máximo	10,07	8,81	8,65	7,4	6,66	8,32
	Desvio padrão	1,38	0,98	1,22	1,01	1,13	1,14
	Coef. variação	0,19	0,14	0,19	0,18	0,22	0,18
CE	Média	168,14	249,68	292,84	330,92	392,08	286,73
	Mínimo	96,10	226,40	179,20	196,10	235,30	186,62
	Máximo	244,30	278	346,60	416,30	509,70	358,98
	Desvio padrão	35,39	17,95	52,17	64,01	83,76	50,66
	Coef. variação	0,21	0,07	0,18	0,19	0,21	0,17
Turb	Média	3,90	11,13	19,03	19,03	23,08	15,23
	Mínimo	1,30	1,10	2,10	1,40	2,40	1,66
	Máximo	7,20	34,10	52,30	74,80	70,80	47,84
	Desvio padrão	1,93	9,25	13,86	19,48	17,31	12,37
	Coef. variação	0,49	0,83	0,73	1,02	0,75	0,77

Variáveis	Valores	P1	P2	P3	P4	P5	Total
SDT	Média	94,16	139,82	164	185,32	219,56	160,57
	Mínimo	53,82	126,80	100,40	109,80	131,80	104,52
	Máximo	136,80	155,70	194,10	233,10	285,40	201,02
	Desvio padrão	19,82	10,06	26,21	35,85	46,89	27,80
	Coef. variação	0,21	0,07	0,16	0,19	0,21	0,17
NO ₃	Média	1,49	1,14	0,92	1,02	1,28	1,17
	Mínimo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Máximo	2,52	4,92	8,64	8,69	10,36	7,03
	Desvio padrão	1,07	1,51	2,45	2,44	2,97	2,19
	Coef. variação	0,72	1,32	2,66	2,39	2,32	1,97
N	Média	2,76	1,62	1,45	1,57	2,65	2,10
	Mínimo	1,25	0,49	0,36	0,50	0,67	0,65
	Máximo	5,06	5,41	9,22	9,27	11,37	8,06
	Desvio padrão	1,27	1,50	2,46	2,47	2,97	2,13
	Coef. variação	0,46	0,93	1,70	1,57	1,12	1,11
P	Média	0,02	0,03	0,04	0,05	0,12	0,05
	Mínimo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Máximo	0,05	0,06	0,11	0,12	0,62	0,19
	Desvio padrão	0,01	0,03	0,03	0,04	0,16	0,05
	Coef. variação	0,50	1	0,75	0,80	1,33	1
PRD	Média	0,06	0,08	0,07	0,05	0,11	0,07
	Mínimo	0	0,01	0,01	0	0,01	0,01
	Máximo	0,38	0,15	0,45	0,45	0,45	0,38
	Desvio padrão	0,11	0,13	0,13	0,13	0,14	0,13
	Coef. variação	1,83	1,63	1,86	2,6	1,27	1,76
Clor- <i>a</i>	Média	3,37	18,82	7,49	10,16	26,94	13,36
	Mínimo	1,02	0,82	0,06	0,89	1,21	0,80
	Máximo	13,10	103	57,70	60,40	147	76,24
	Desvio padrão	3,15	36,85	15,87	18,78	47,50	24,44
	Coef. variação	0,93	1,96	2,12	1,85	1,76	1,73
CTT	Média	6538,33	31172,75	7524,75	4035	288666,67	67587,50
	Mínimo	130	33	17	40	4000	844
	Máximo	33000	240000	54000	35000	1600000	392400
	Desvio padrão	10667,89	70785,98	15725,44	9968,90	487092,55	118848,15
	Coef. variação	1,63	2,27	2,09	2,47	1,69	2,01
P. umd.	Média	0,99	0,66	0,46	0,63	0,59	0,66
	Mínimo	0	0	0	0	0	0
	Máximo	6,40	4,30	2,90	3,10	3,40	4,02
	Desvio padrão	1,98	1,31	0,86	1,06	1,03	1,25
	Coef. variação	2	1,98	1,87	1,68	1,75	1,85
P.d.d	Média	22,83	14,61	9,11	9,61	7,61	12,75
	Mínimo	0,70	0	0	0,30	0,20	0,24
	Máximo	123,70	80	50,90	43,60	29,10	65,46
	Desvio padrão	36,39	23,38	14,73	12,93	9,34	19,35
	Coef. variação	1,59	1,60	1,62	1,35	1,23	1,47
P.t.d.	Média	59,38	39,34	26	29,28	24,76	35,75
	Mínimo	4,50	3	2	3,60	3,80	3,38
	Máximo	203,20	133	86,20	74,50	51,10	109,60

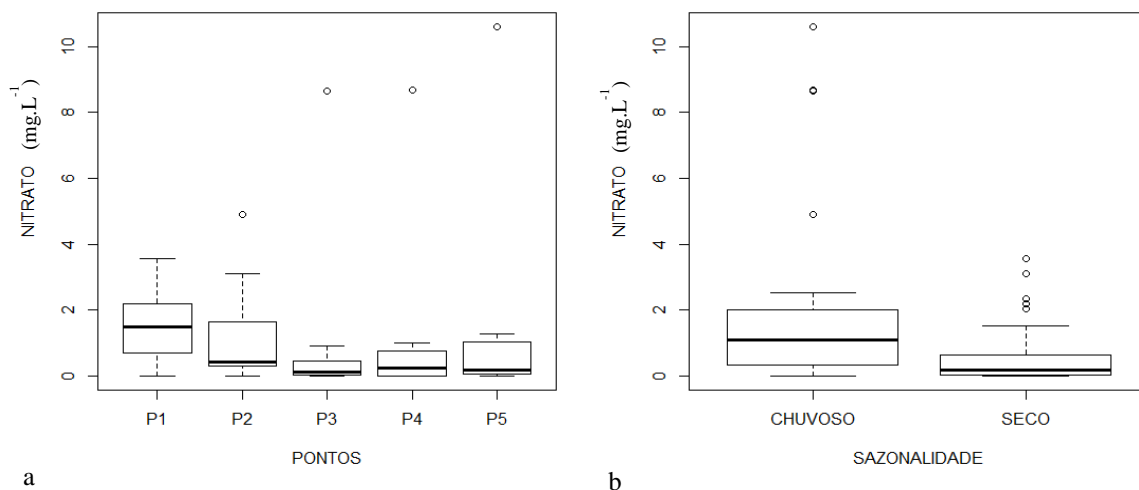
Variáveis	Valores	P1	P2	P3	P4	P5	Total
P.t.d.	Desvio padrão	63,25	40,15	25,20	21,31	16,31	33,244
	Coef. variação	1,06	1,02	0,97	0,73	0,66	0,88
Prof	Média	0,78	0,71	0,42	1,55	0,50	0,79
	Mínimo	0,40	0,40	0,30	1,05	0,20	0,47
	Máximo	1,20	1	0,70	2,30	1,24	1,288
	Desvio padrão	0,34	0,13	0,11	0,35	0,30	0,25
	Coef. variação	0,44	0,18	0,26	0,23	0,60	0,35

T (°C) – temperatura; OD (mg.L⁻¹) – oxigênio dissolvido; CE (μS.cm⁻¹) – condutividade elétrica; Turb (UNT) – turbidez; SDT (mg.L⁻¹) – sólidos totais dissolvidos; NO₃⁻ (mg.L⁻¹) – nitrato; N (mg.L⁻¹) – nitrogênio total; P (mg.L⁻¹) – fósforo total; PRD (mg.L⁻¹) – fósforo reativo dissolvido; Clor-*a* (μg.L⁻¹) – clorofila-*a*; CTT (NMP. 100mL⁻¹) – coliformes totais; P.umd. (mm.dia⁻¹) – precipitação diária; P.d.d. (mm) – precipitação durante dez dias; P.t.d. (mm.mes⁻¹) – precipitação durante trinta dias; Prof (m) – profundidade; P1 - ponto 1; P2 – ponto 2; P3 – ponto 3; P4 – ponto 4; P5 – ponto 5.

Observa-se na Tabela 4 que, os valores médios de NO₃⁻ estão dentro dos limites estabelecidos (até 10 mg.L⁻¹) pela Conama 357/2005 considerando a Classe 1. A Figura 7a ilustra maior concentração de NO₃⁻ no P1 (1,49 mg.L⁻¹) e P5 (1,28 mg.L⁻¹), tal comportamento pode ser explicado por esses pontos estarem em regiões com pastagem e uso de fertilizantes, além do P5 estar situado em zona urbana no município de Rosário do Catete.

Tal como para o nitrogênio, observa-se a presença de amostras com valores de concentração excessivos, provavelmente pelo mesmo motivo, realçando a possibilidade de lançamentos de efluentes próximos ao período da coleta. O box-plot da Figura 7b indica uma variabilidade maior da variável NO₃⁻ no período chuvoso que no seco.

Figura 7. a - Box-plot do NO₃⁻ nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do NO₃⁻ para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



Tal comportamento pode está associado ao carreamento arraste do solo contaminado de fertilizantes com nitrogênio pelas chuvas (poluição difusa), levando o N para o rio. Este corpo hídrico pode ser recuperado em alguns períodos, exceto no período seco, onde a carga é praticamente constante e devido à presença de esgotos domésticos (poluição pontual).

Por outro lado, os valores médios da variável P não estão dentro dos limites determinados pela Conama 357/2005 para a Classe 1 (Tabela 4). O P deveria apresentar valor máximo de até $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$, no entanto, atingiu $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, podendo ser originado do uso de fertilizantes e erosão do solo em trechos da sub-bacia em estudo.

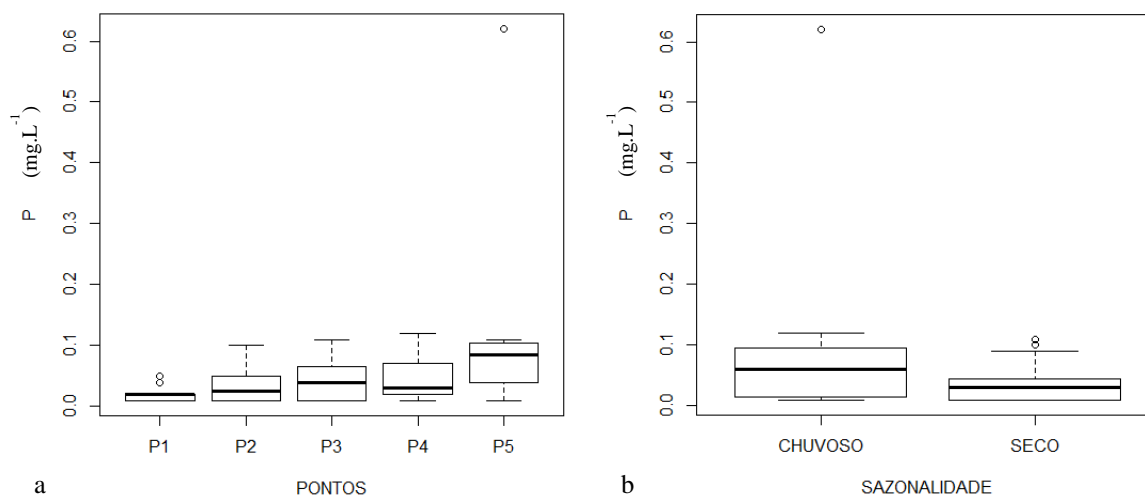
Para Gebler et al. (2014) o fertilizante químico fosfatado solúvel é uma importante fonte de P na forma reativa que pode ameaçar os recursos hídricos de várias maneiras em situação de enxurrada resultante de chuva crítica. Em contrapartida os valores médios estão dentro dos limites para a Classe 2 (até $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) o P1, P2, P3 e P4, esse ponto encontrando-se em estado de alerta.

No P4 há o cultivo de cana-de-açúcar, formação de bancos de sedimentos e início do processo erosivo comportamento favorável para a formação de sedimentos. O P5 está dentro do limite para a Classe 4 (até $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$). Nesse ponto efetua-se uma estimativa das cargas potenciais de P na bacia hidrográfica, provavelmente pela atividade urbana realizada na região (Quevedo & Paganini, 2011).

Pode-se observar em P5 a ocorrência de evento out-lier. Tal evento estaria provavelmente associado à contribuição urbana decorrente de evento chuvoso próximo à coleta. P1 pelo uso de fertilizantes e pastagem (Figura 8a). Quando um nutriente possui maior concentração para a produção de determinada população de algas é considerado nutriente limitante (Batista et al., 2012).

No presente trabalho o P pode ser considerado limitante. Este nutriente é largamente utilizado em áreas de cultivo, mas, quando aplicado ao solo em demasia têm potencial poluidor especialmente em águas superficiais (Klein & Agne, 2012). O box-plot da Figura 8b indica que o valores próximos da variável P e maior variabilidade no período chuvoso.

Figura 8. a - Box-plot do P nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do P para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



O valor da sub-bacia hidrográfica em estudo para a variável clorofila-*a* não está dentro do limite estabelecido pela Conama 357/2005 para a Classe 1 (até 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$), sendo encontrado 13,36 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 4). Essa pequena elevação provavelmente foi gerada pelo lançamento de esgoto doméstico sem tratamento adequado, elevada concentração de fertilizantes e presença de matéria orgânica, resultando em interferências indesejáveis para o uso da água da sub-bacia hidrográfica do rio Siriri para fins nobres.

Essa variável biológica está diretamente relacionada com as consequências dos processos de eutrofização das águas (José et al., 2013). Os valores médios da clorofila-*a* para os pontos P2, P4 e P5 estão acima do limite permitido na Resolução 357 para Classe 1. Em contrapartida todos os valores estão dentro dos limites para a Classe 2 (até 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 9a).

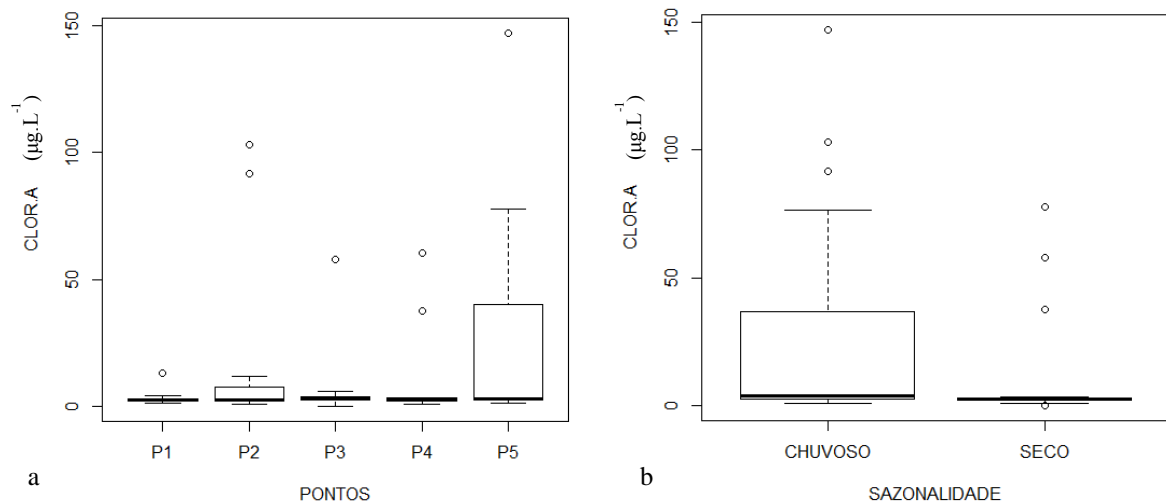
Das duas variáveis relacionadas com o processo de eutrofização, o P está relacionado com a causa e a clorofila-*a* com o efeito (CETESB, 2006). A concentração de clorofila-*a* revela o grau de eutrofização do recurso hídrico (Lopes, 2013). O P5, localizado na zona urbana, apresentou maior valor médio (26,94 $\mu\text{g.L}^{-1}$) podendo está associado com o lançamento de esgotos domésticos.

Observa-se pelo gráfico Box-plot, uma grande variabilidade nas concentrações de clorofila-*a* no ponto P5, em comparação aos demais. Tal fato deve estar relacionado à presença do município de Rosário do Catete neste local, contribuindo de forma contínua pela

poluição pontual e também esporádica no período chuvoso às cargas de nutrientes no rio.

O box-plot da Figura 9b indica uma variabilidade maior da variável clorofila-*a* no período chuvoso que no seco. Podendo estar associado ao lançamento de dejetos domésticos e ao escoamento turbulento no período chuvoso, o que favorece o arraste de defensivos e fertilizantes para o rio.

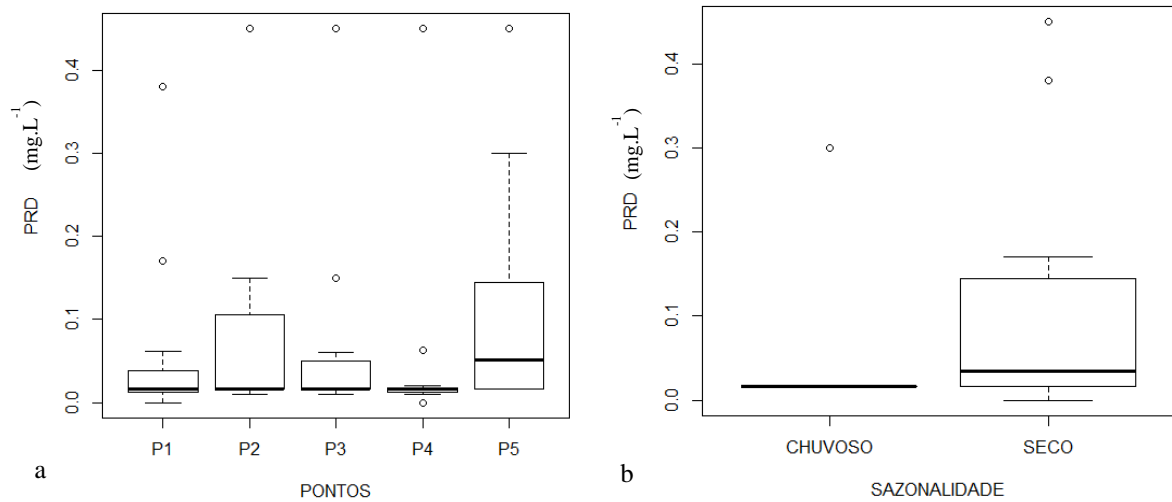
Figura 9. a - Box-plot do clorofila-*a* nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do clorofila-*a* para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



Os maiores valores médios da variável PRD dissolvido foram observados no P2 e P5 provavelmente pela forte presença de pasto e uso de fertilizantes nas atividades agrícolas em ambos os pontos (Figura 10a). A cobertura vegetal do solo agrícola exerce relativamente pouco efeito na contenção do PRD (Gebler et al., 2012).

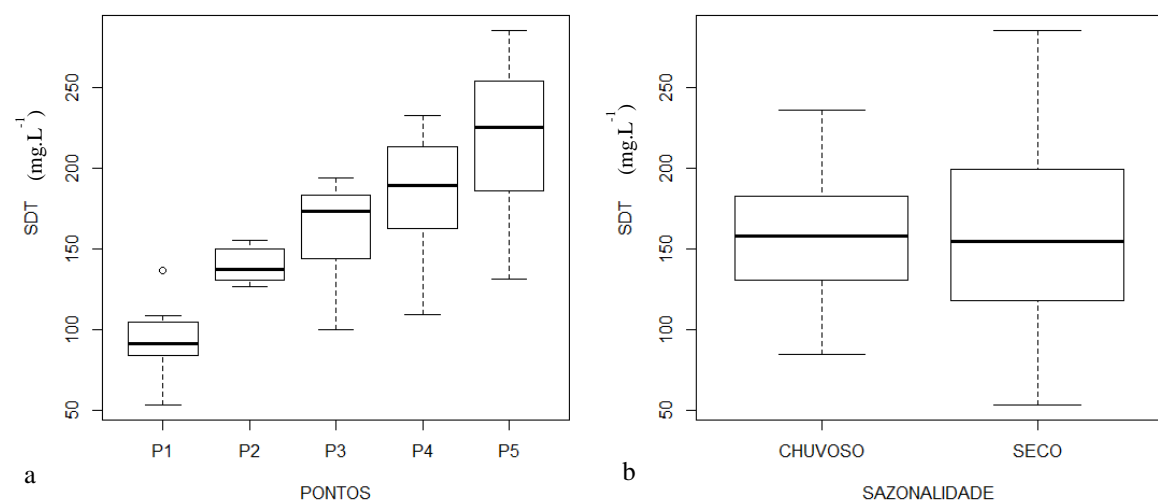
Pode-se observar em P5 a ocorrência de evento out-lier. Tal evento estaria provavelmente associado à contribuição urbana decorrente de evento chuvoso próximo à coleta. Já nos out-liers dos pontos P1, P2, P3 e P4 possivelmente por um aumento de P carregado pelos sedimentos decorrente de evento chuvoso. O box-plot da Figura 10b indica uma variabilidade sazonal da variável PRD.

Figura 10. a - Box-plot do PRD nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do PRD para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



A variável SDT está dentro do limite estabelecido pela Conama 357/2005 considerando a Classe 1 (500 mg.L⁻¹) (Tabela 4). A variável SDT da sub-bacia hidrográfica encontrado foi 160,57 mg.L⁻¹. Os SDT teve aumento de sua concentração do P1 a montante para P5 a jusante (Figura 11a). O comportamento dos sólidos totais é semelhante ao da turbidez, variável com a qual se relaciona (Figura 12a). O box-plot da Figura 11b indica que a variável SDT possui valores próximos sem grandes diferenças entre os períodos.

Figura 11 a - Box-plot do SDT nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do SDT para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.

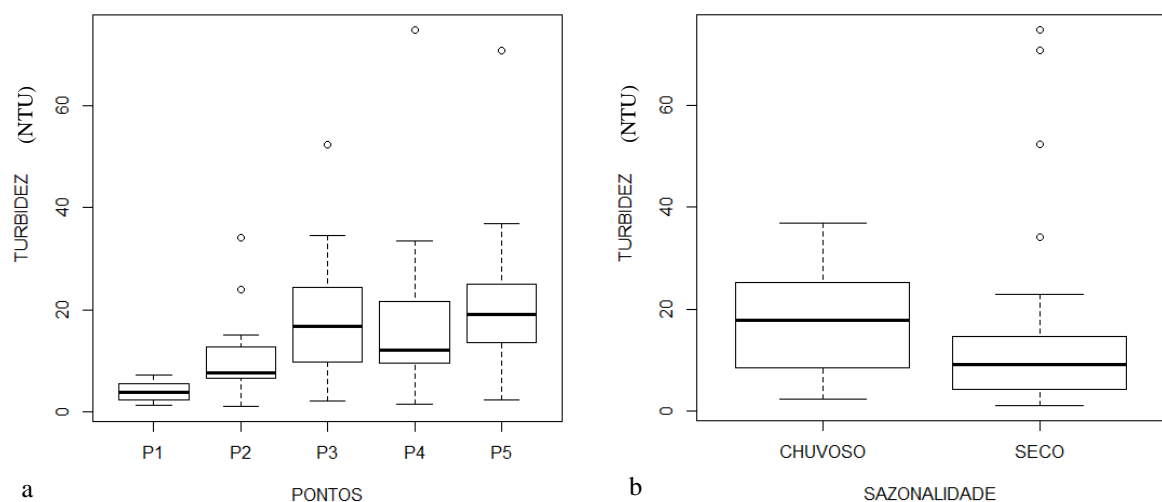


O excesso de sólidos na água pode afetar a comunidade aquática, podendo alterar as condições de luminosidade da água interferindo no metabolismo dos organismos autotróficos submersos, por dificultar a realização da fotossíntese, consequentemente prejudicando também os demais organismos heterotróficos dependentes do oxigênio dissolvido produzido na fotossíntese para respiração (Buzelli & Cunha-Santino, 2013).

O valor da sub-bacia hidrográfica da variável turbidez (15,23 UNT) está dentro do limite estabelecido pela Conama 357/2005 considerando a Classe 1 (até 40 UNT) (Tabela 4). A redução na transparência do corpo hídrico nos pontos P3, P4 e P5 pode está associado à ausência de mata ciliar, formação de bancos de sedimentos e considerável nível de erosão nestes pontos monitorados, bem como escoamento turbulento no período chuvoso e no lançamento de dejetos domésticos (Figura 12a).

Pode-se observar em P4, P3, P5 e P2 a ocorrência de out-lier. Em P5 a formação do out-lier pode está associado à contribuição de efluentes domésticos próximo da coleta. O comportamento do P4 pode está ocorrendo pela presença acentuada de erosão próxima à coleta. E nos demais pontos a formação de banco de sedimentos, ausência da mata ciliar possivelmente estão contribuindo no surgimento desses out-lier (Figura 12b). O box-plot da Figura 12b indica que uma tendência de valores maiores da variável turbidez com maior variabilidade no período chuvoso.

Figura 12. a - Box-plot do turbidez nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do turbidez para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



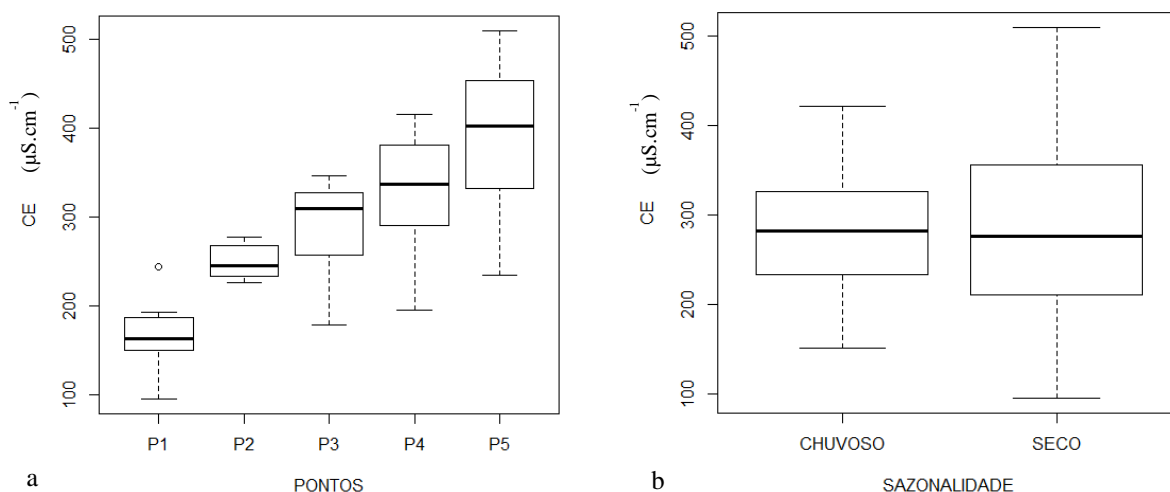
O aumento da turbidez ocorre em estações chuvosas, detritos orgânicos como algas, bactérias, plâncton, dentre outros, também interferem na turbidez (por biogênese) da água. Ações antrópicas como desmatamento, despejo de esgoto sanitário, efluentes industriais, agropecuários e mineração, fazem com que o escoamento superficial aumente a turbidez da água resultando em grandes alterações no ecossistema aquático (Buzelli & Cunha-Santino, 2013).

Para a variável CE houve um crescimento montante para jusante (Figura 13a), em todos os pontos apresentaram níveis superiores a $100 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, tal comportamento pode ser explicado pelo elevado valor de SDT. A CE refere-se à capacidade que a água tem de transmitir corrente elétrica devido aos cátions (cargas positivas) e aos ânions (cargas negativas) presentes nela, a partir da dissociação de outras substâncias (Renovato et al., 2013).

A Resolução Conama 357/2005 não determina valor específico para esta variável, porém a CETESB (2009) aponta que acima de $100 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, existe a possibilidade de entrada de esgoto no ambiente. A salinidade das águas, que a define como doces, salinas e salobras e traduz o teor de sais dissolvidos.

A salinidade pode ser calculada com maior exatidão relacionada ao STD na água. A CE parâmetro também adequado para esta comparação, representa também a quantidade de sais na água (Oliveira et al., 2010). O box-plot da Figura 13b indica que uma tendência de valores maiores da variável turbidez com maior variabilidade no período seco.

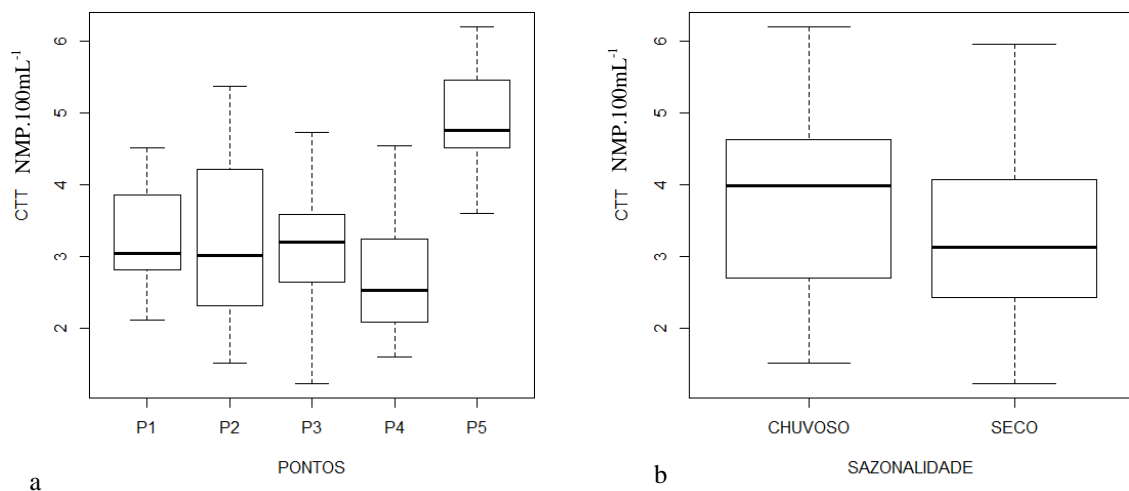
Figura 13. a - Box-plot do CE nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do CE para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



Na tabela 4 a variável CTT aponta que em todos os pontos os valores médios excedem o limite estabelecido pela Conama 357/2005. De acordo com essa Resolução a concentração máxima permitida para os CTT para vários usos, é de até 200 UFC/100 mL para a Classe 1, 1000 UFC/100 mL para a Classe 2, 4000 UFC/100 mL para a Classe 3 e qualquer valor acima deste último se caracteriza para a Classe 4.

Essa variável está presente em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal (Conama 357/2005). O ponto mais crítico é o P5 (288666.67 NMP. 100 mL⁻¹), provavelmente por estar localizado em zona urbana com a presença de lançamentos de esgoto in natura detectados em campo (Figura 14a). O box-plot da Figura 14b indica que um maior valor da variável CTT no período chuvoso que no seco.

Figura 14. a - Box-plot do CTT nos cinco pontos de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri; b - Box-plot do CTT para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Siriri.



5.2 MATRIZ DE CORRELAÇÃO

Visando avaliar a correlação existente entre as variáveis foi desenvolvida a matriz de correlação. Os coeficientes de correlação entre as variáveis bióticas e abióticas e suas significâncias são apresentados na Tabela 5.

Podendo observar a correlação significativa da variável agricultura com as variáveis

CE ($r = 0,82$), pastagem ($r = 0,98$), pH ($r = 0,98$) e SDT ($r = 0,82$) e negativamente com o OD ($r = -0,57$). A determinação de pH em água foi, durante muito tempo, o método padrão nas análises voltadas à finalidade de fertilidade.

Essa fertilidade do solo é apenas um entre vários fatores que determinam a magnitude do rendimento da cultura, interferindo na produtividade agrícola (Ronquim, 2010). Na sub-bacia do rio Siriri vem se verificando historicamente uma mudança das áreas de pastagem para atividades agrícolas, principalmente cana-de-açúcar, o que pode justificar a correlação detectada entre as variáveis agricultura e pastagem.

A variável CE também se correlacionou com a pastagem ($r = 0,79$), a T da água ($r = 0,53$) e com os SDT ($r = 1,00$) e negativamente com o OD ($r = -0,69$). Toledo & Nicolella (2002), também encontraram correlação negativa entre OD e CE em uma microbacia de uso agrícola e urbano.

A CE está relacionada com a presença de íons, partículas carregadas eletricamente, dissolvidos na água. Sendo assim, quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a CE da mesma, a qual pode variar também de acordo com a T (Cruz et al., 2007). A CE está diretamente correlacionada com os SDT deve ser nível de solubilidade de sais presente nas amostras (Marques et al., 2015).

O OD também se correlaciona negativamente com a pastagem ($r = -0,56$), a T da água ($r = -0,61$) e os SDT ($r = -0,69$). Essa correlação entre o OD e o SDT também ocorreu no experimento de Viégas et al. (2015), onde a menor correlação verificada foi entre SDT e OD, apresentando o valor de $r = -0,69$.

Tal comportamento mostrou que a relação entre os parâmetros é indiretamente proporcional, pois mesmo com valor de r positivo o comportamento da reta mostrou que o aumento da concentração de SDT provoca a diminuição de OD (Viégas et al., 2015). O OD também é inversamente proporcional à T da água, cabe ressaltar que a T afeta a solubilidade do oxigênio (Vega et al., 1998).

O nitrato se correlacionou com o N ($r = 0,91$) e negativamente com a T da água ($r = -0,60$). Cargas elevadas foram obtidas para N e NO_3^- . O NO_3^- é um dos indicadores relacionados há presença de nutrientes no corpo hídrico. Geralmente proveniente de fontes difusas, como a agricultura, ou de ponto de fontes, tais como descarga de efluente (Alves et al., 2007).

Tabela 5- Matriz de correlação das variáveis físico-químicas e biológicas significativas.

	Agr	CE	Clor- <i>a</i>	CTT	NO ₃ ⁻	N	OD	P	P.d.d.	P.t.d.	P.umd.	Pas	pH	PRD	Prof	T	SDT	Turb
Agr	1																	
CE	0,82	1																
Clor-<i>a</i>	0,187	0,071	1															
CTT	0,299	0,24	0,2398	1														
NO₃⁻	-0,05	-0,131	-0,118	-0,059	1													
N	-0,04	-0,109	-0,16	-0,098	0,91	1												
OD	-0,57	-0,69	-0,084	-0,236	0,38	0,244	1											
P	0,343	0,234	0,0296	0,042	0,025	0,334	-0,32	1										
P.d.d.	-0,25	-0,156	0,1951	-0,023	-0,06	-0,02	0,028	0,035	1									
P.t.d.	-0,31	-0,241	0,1629	-0,037	0,024	0,069	0,171	0,07	0,91	1								
P.umd.	-0,1	-0,162	0,3398	-0,044	-0	-0,02	0,142	0,028	0,75	0,66	1							
Pas	0,98	0,79	0,1612	0,2304	-0,06	-0,08	-0,56	0,298	-0,25	-0,32	-0,112	1						
pH	0,52	0,401	0,0984	0,2651	-0,23	-0,33	-0,188	0,031	-0,3	-0,35	-0,333	0,56	1					
PRD	0,089	0,217	-0,151	-0,029	-0,05	0,04	-0,178	0,148	-0,23	-0,17	-0,198	0,065	0,018	1				
Prof	0,056	-0,04	-0,071	-0,22	0,11	0,127	-0,173	0,163	0,147	0,133	0,0629	0,142	-0,162	-0,091	1			
T	0,283	0,53	0,0707	0,3152	-0,60	-0,58	-0,61	-0,13	-0,11	-0,29	-0,239	0,266	0,443	0,122	-0,168	1		
SDT	0,82	0,99	0,0709	0,2399	-0,13	-0,11	-0,69	0,234	-0,16	-0,24	-0,162	0,80	0,401	0,217	-0,04	0,53	1	
Turb	0,45	0,181	0,3135	0,1401	-0,07	-0,04	-0,266	0,44	0,088	0,106	0,3421	0,45	0,142	-0,11	0,1322	-0,129	0,181	1

Agr (Km²) – Agricultura; CE (μS.cm⁻¹) – condutividade elétrica; Clor-*a* (μg.L⁻¹) – clorofila-*a*; CTT (NMP. 100mL⁻¹) – coliformes termotolerantes; NO₃⁻ (mg.L⁻¹) – nitrato; N (mg.L⁻¹) – nitrogênio total; OD (mg.L⁻¹) – oxigênio dissolvido; P (mg.L⁻¹) – fósforo total; P.d.d. (mm) – precipitação durante dez dias; P.t.d. (mm.mes⁻¹) – precipitação durante trinta dias; P.umd. (mm.dia⁻¹) – precipitação diária; Pas (Km²) – pastagem; PRD (mg.L⁻¹) – fósforo reativo dissolvido; Prof (m) – profundidade; T (°C) – temperatura; SDT (mg.L⁻¹) – sólidos totais dissolvidos; Turb (UNT) – turbidez.

O N é negativamente correlacionado com a T da água ($r = -0,58$). Correlação significativa encontrada na sub-bacia hidrográfica do rio Siriri entre a T água e o SDT ($r = 0,53$). A variável precipitação em dez dias se correlaciona com a variável precipitação média ($r = 0,91$) e com a precipitação diária ($r = 0,75$) como era de se esperar. Verificou-se a correlação precipitação média com a precipitação diária ($r = 0,66$). E entre a variável pastagem com pH ($r = 0,56$) e SDT ($r = 0,80$).

Apesar de não atingir o valor limite de 0,50 a variável turbidez se correlacionou com a variável agricultura ($r = 0,45$), P ($r = 0,44$) e pastagem ($r = 0,45$). Tal comportamento pode está relacionado à atividade agrícola e ao aumento de P carregado pelos sedimentos.

5.3 ANÁLISE DE VARIÂNCIA

Buscando avaliar o grau de significância dos fatores sazonalidade e localização espacial dos pontos de coleta sobre os valores das variáveis medidas, os dados foram analisados estatisticamente usando multi-way ANOVA e Kruskal-Wallis a 5% de nível de significância, cujos resultados podem ser visualizados na Tabela 6.

Utilizando a ANOVA a variável T pelo fator localização não é significativo, mas é significativo pelo fator sazonalidade. As variáveis pH, CE, SDT e OD foram significativas para o fator localização, mas não pelo de sazonalidade. Utilizando o teste Kruskal-Wallis as variáveis: NO_3^- , precipitações mensal, em dez dias e diária, N, P, turbidez pelo fator sazonalidade são significativas. Pelo fator localização da estação de monitoramento são significativas as variáveis: turbidez, N, P, CTT, profundidade, agricultura e pastagem.

Posteriormente foram utilizados os testes Tukey para ANOVA e Kruskal para Kruskal-Wallis, visando observar se há ou não diferença significativa entre os cinco pontos de coleta de cada variável pelo fator localização e no fator sazonalidade (Tabela 6). A variável T mostrou diferença significativa apenas para o fator 2 (sazonalidade).

Para pH houve diferença significativa apenas no fator 1 (localização). Observou-se que o pH no ponto P1 foi significativamente diferente que os demais, que não apresentaram diferenças significativas entre si. Tal fato reforça a diferença no box-plot da Figura 4, onde o ponto 1 apresenta valores mais baixos de pH, provavelmente em decorrência das mais altas concentrações de NO_3^- .

Na variável OD houve diferença significativa apenas no fator 1. Verificou-se que o OD no P1 não foi significativamente diferente com os P2 e P3, mas sim com os demais pontos. O P2 não foi significativamente diferente com o P1 e P3, mas sim com os demais. O P3 não foi significativamente com os todos os pontos. O P4 não foi significativamente diferente que o P3 e P5, mas sim com os demais. O P5 não foi significativamente diferente com o P3 e P4, mas sim com os demais.

Tal comportamento pode ser visualizado no box-plot da Figura 5, onde os pontos 4 e 5 apresentam valores de OD abaixo do limite do Conama 357/2005 para a classe 1, provavelmente pela formação de matéria orgânica decorrente do uso de fertilizantes e lançamento de esgoto doméstico.

Tabela 6 - Análise multi-way da significância dos fatores localização e sazonalidade com as variáveis físico-químicas e biológicas.

Variável	Fator 1: Localização espacial					Fator 2: Sazonalidade	
	P1	P2	P3	P4	P5	Seco	Chuvoso
T	25,33 ^a (0,69)	25,55 ^a (1,20)	25,68 ^a (0,96)	25,88 ^a (1,11)	26,25 ^a (1,25)	25,99 ^a (0,95)	25,24 ^b (1,15)
pH	6,84 ^a (0,20)	7,40 ^b (0,27)	7,29 ^b (0,25)	7,30 ^b (0,20)	7,36 ^b (0,21)	7,26 ^a (0,26)	7,20 ^a (0,32)
OD	7,27 ^a (1,38)	7,12 ^a (0,98)	6,31 ^{ab} (1,22)	5,55 ^b (1,01)	5,21 ^b (1,13)	6,13 ^a (1,29)	6,62 ^a (1,55)
CE	168,14 ^a (35,39)	249,68 ^b (17,95)	292,84 ^{bc} (52,17)	330,92 ^{cd} (64,01)	392,08 ^d (83,76)	291,54 ^a (102,19)	277,12 ^a (73,19)
Turb	3,90 ^a (1,93)	11,13 ^{ab} (9,25)	19,03 ^b (13,86)	19,03 ^b (19,48)	23,08 ^b (17,31)	13,69 ^a (16,76)	18,31 ^b (10,64)
SDT	94,16 ^a (19,82)	139,82 ^b (10,06)	164 ^{bc} (26,21)	185,32 ^{cd} (35,85)	219,56 ^d (46,89)	163,26 ^a (57,22)	155,19 ^a (40,98)
NO₃	1,49 ^a (1,07)	1,14 ^a (1,51)	0,92 ^a (2,45)	1,02 ^a (2,44)	1,28 ^a (2,97)	0,60 ^a (0,89)	2,31 ^b (3,23)
N	2,76 ^a (1,27)	1,62 ^{ab} (1,50)	1,45 ^b (2,46)	1,57 ^b (2,47)	2,65 ^{ab} (3,34)	1,41 ^a (1,13)	6,62 ^b (3,43)
P	0,02 ^a (0,01)	0,03 ^{ab} (0,03)	0,04 ^{ab} (0,03)	0,05 ^{ab} (0,04)	0,12 ^b (0,16)	0,04 ^a (0,03)	0,08 ^b (0,13)
PRD	0,06 ^a (0,11)	0,08 ^a (0,13)	0,07 ^a (0,13)	0,05 ^a (0,13)	0,11 ^a (0,14)	0,10 ^a (0,14)	0,03 ^b (0,06)
Clor-a	3,37 ^a (3,15)	18,82 ^a (36,85)	7,49 ^a (15,87)	10,16 ^a (18,78)	26,94 ^a (47,50)	6,56 ^a (15,43)	26,95 ^b (43,52)

Variável	Fator 1: Localização espacial					Fator 2: Sazonalidade	
	P1	P2	P3	P4	P5	Seco	Chuvoso
CTT	6,54x10 ^{3a} (1,07x10 ⁴)	3,12x10 ^{4a} (7,08x10 ⁴)	7,52x10 ^{3a} (1,57x10 ⁴)	4,04x10 ^{3a} (9,97x10 ³)	2,89x10 ^{5b} (4,87x10 ⁵)	4,50x10 ^{4a} (1,57x10 ⁵)	1,13x10 ^{5a} (3,55x10 ⁵)
P.umdia	0,99 ^a (1,98)	0,66 ^a (1,31)	0,46 ^a (0,86)	0,63 ^a (1,06)	0,59 ^a (1,03)	0,42 ^a (0,93)	1,15 ^b (1,71)
P.d.d.	22,83 ^a (36,39)	14,61 ^a (23,38)	9,11 ^a (14,73)	9,61 ^a (12,93)	7,61 ^a (9,34)	5,81 ^a (9,07)	26,64 ^b (31,31)
P.t.d.	59,38 ^a (63,25)	39,34 ^a (40,15)	26 ^a (25,20)	29,28 ^a (21,31)	24,76 ^a (16,31)	20,55 ^a (15,25)	66,17 ^b (51,05)
Prof	0,78 ^a (0,34)	0,71 ^a (0,13)	0,42 ^a (0,11)	1,55 ^b (0,35)	0,50 ^{ac} (0,30)	0,72 ^a (0,42)	0,93 ^a (0,57)
Agr	39,75 ^a (0)	60,84 ^{ab} (0)	76,65 ^{bc} (0)	87,96 ^{cd} (0)	101,79 ^d (0)	73,40 ^a (21,81)	73,40 ^a (22,09)
Pas	2,78 ^a (0)	53,75 ^{ab} (0)	87,58 ^{bc} (0)	114,95 ^{cd} (0)	120,57 ^d (0)	75,93 ^a (44,13)	75,93 ^a (44,71)

T (°C) – temperatura; OD (mg.L⁻¹) – oxigênio dissolvido; CE (μS.cm⁻¹) – condutividade elétrica; Turb (UNT) – turbidez; SDT (mg.L⁻¹) – sólidos totais dissolvidos; NO₃ (mg.L⁻¹) – nitrato; N (mg.L⁻¹) – nitrogênio total; P (mg.L⁻¹) – fósforo total; PRD (mg.L⁻¹) – fósforo reativo dissolvido; Clor-*a* (μg.L⁻¹) – clorofila-*a*; CTT (NMP. 100mL⁻¹) – coliformes totais; P.umd. (mm.dia⁻¹) – precipitação diária; P.d.d. (mm) – precipitação durante dez dias; P.t.d. (mm.mes⁻¹) – precipitação durante trinta dias; Prof (m) – profundidade; Agr (Km²) – agricultura; Pas (Km²) – pastagem; P1 - ponto 1; P2 – ponto 2; P3 – ponto 3; P4 – ponto 4; P5 – ponto 5.
^{a, b, c, d} – Letras diferentes denotam diferenças significativas para o fator considerando (p < 0,05).

A CE só foi significativamente diferente entre todos os pontos apenas no fator 1 (localização). Os valores dos pontos apresentam crescimento montante para jusante conforme box-plot Figura 13.

Na variável turbidez houve diferença significativa no fator 1 e 2. No P1 não houve diferença significativa com o P2, mas sim com os demais. No P2 não houve diferença significativa com o P1, mas sim com os demais. O P3 não houve diferença significativa com P1, mas sim com os demais. O mesmo comportamento ocorre com o P4 e P5. O box-plot da Figura 12 ilustra que a turbidez nos pontos P3, P4 e P5 pode estar associado ao escoamento turbulento no período chuvoso e no lançamento de dejetos domésticos.

A variável SDT foi diferentemente significativo entre todos os pontos apenas no fator 1 (localização). Assim como se observou para a variável CE, já que se relacionam, os valores aumentam sua concentração do P1 a montante para P5 a jusante (Figura 11).

A variável NO₃ foi significativamente diferente apenas para o fator 2 (sazonalidade), observando elevada concentração dessa variável no período úmido. O N foi diferentemente

significativo para os fatores 1 e 2. No P1 não houve diferença significativa com o P2 e P5, mas sim com os demais. No P2 houve diferença significativa em todos os pontos. No P3 não houve diferença significativa com o P2, P4 e P5, mas sim com o P1. No P4 houve diferença significativa com o P1, P2 e P5, mas não com o P3. No P5 não houve diferença significativa com nenhum dos pontos. O box-plot da Figura 6 ilustra maior concentração de N no P1 e P5, tal comportamento pode ser explicado por esses pontos estarem em regiões com pastagem e uso de fertilizantes, além do P5 estar situado em zona urbana no município de Rosário do Catete.

O P foi significativamente diferente nos fatores 1 e 2. No P1 houve diferença significativa com P5, mas não com os demais. No P2 não houve diferença significativa com todos os pontos. No P3 não houve diferença significativa com todos os pontos. No P4 não houve diferença significativa com todos os pontos. No P5 houve diferença significativa apenas com P1. Tal fato pode ser explicado observando o box-plot da Figura 8 em que maiores concentrações de P ocorre nos P4 e P5, provavelmente pelo cultivo de cana-de-açúcar e pela contribuição da atividade urbana, respectivamente.

As variáveis PRD e clorofila-*a* foram significativamente diferentes no fator sazonalidade, em que houve maior concentração do PRD no período seco e da clorofila-*a* no período úmido.

O CTT foi significativamente diferente apenas no fator localização. No P5 foi significativamente diferente que os demais, que não apresentaram diferenças significativas entre si. Conforme o box-plot na Figura 14, o ponto mais crítico é o P5, provavelmente por estar localizado em zona urbana com a presença de lançamentos de esgoto in natura detectados em campo.

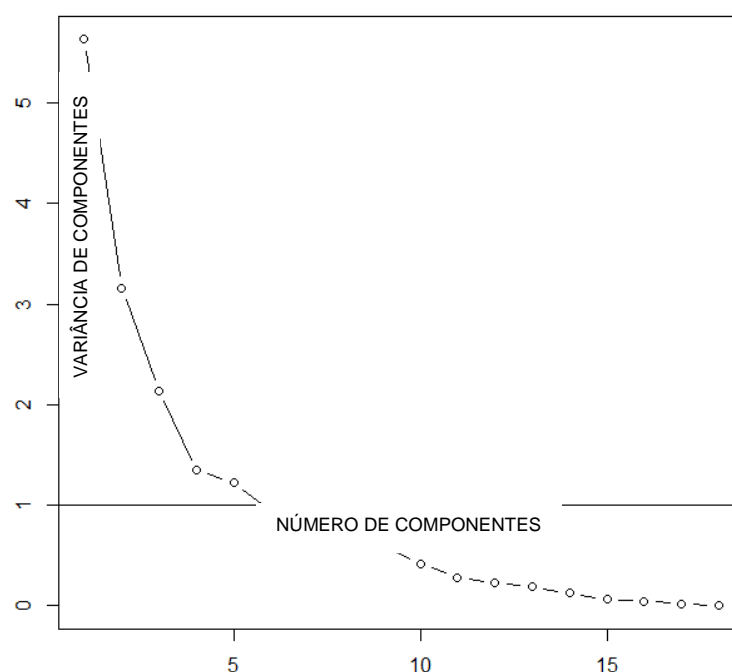
Para a precipitação diária, em dez dias e trinta dias houve diferença significativa no fator sazonalidade obtendo maior concentração no período úmido, como já era de se esperar. A variável profundidade foi significativamente diferente apenas no fator localização. No P1 não houve diferença significativa com P2, P3 e P5, mas sim com P4. No P2 e P3 ocorreu a mesma situação. No P4 houve diferença significativa com todos os pontos. No P5 houve diferença significativa com o P4, mas não houve com os demais.

A variável agricultura foi significativamente diferente entre todos os pontos apenas no fator localização. A variável pastagem foi significativamente diferente entre todos os pontos apenas no fator localização.

5.4 ANÁLISE DAS COMPONENTES PRINCIPAIS

Para analisar a influência de cada variável na variabilidade da qualidade da água, utilizou-se a técnica estatística multivariada da análise das componentes principais (PCA), conforme Tabela 7. Foram selecionadas cinco PCs por responderem por cerca de 75% da proporção da variância da qualidade da água (Tabela 7) ou pelo critério de kaiser observando o gráfico *screeplot* (Figura 15).

Figura 15 – Screeplot variância *versus* número de componentes.



Assim, observou-se que na PC1 foram destacadas as variáveis CE, SDT, OD, P, agricultura e pastagem. Essa componente pode estar relacionada com a influência da atividade agrícola sobre o CE, SDT, P e contribuindo negativamente para a concentração de OD. A componente 1 responde por 27% da variação da qualidade da água. Na PC2 destacaram-se as variáveis pH, precipitação em trinta dias, em dez dias e diária. A PC2 provavelmente está mais relacionada a variação sazonal. A PC2 responde a 16% relacionada, portanto à ocorrência das precipitações.

A PC3 responde por 15% da variação da qualidade da água. Nessa destacaram-se as variáveis N, nitrato e T. Indicando que a T pode ter influência nas componentes nitrogenados presentes na água. A PC4 representa 9% da variância da qualidade da água. Tendo peso as variáveis PRD, turbidez, clorofila-*a*. Componente relacionada à presença de sedimentos na água. Com maior peso para turbidez e clorofila-*a*. A PC5 responde por 8% da variância da qualidade da água. Destacando o CTT e a profundidade, podendo estar associado ao componente biológico por uma possível contaminação por esgoto doméstico, pontual e com intensificação em baixas vazões.

Tabela 7 - Fatores dos componentes da matriz transformada pelo algoritmo Varimax.

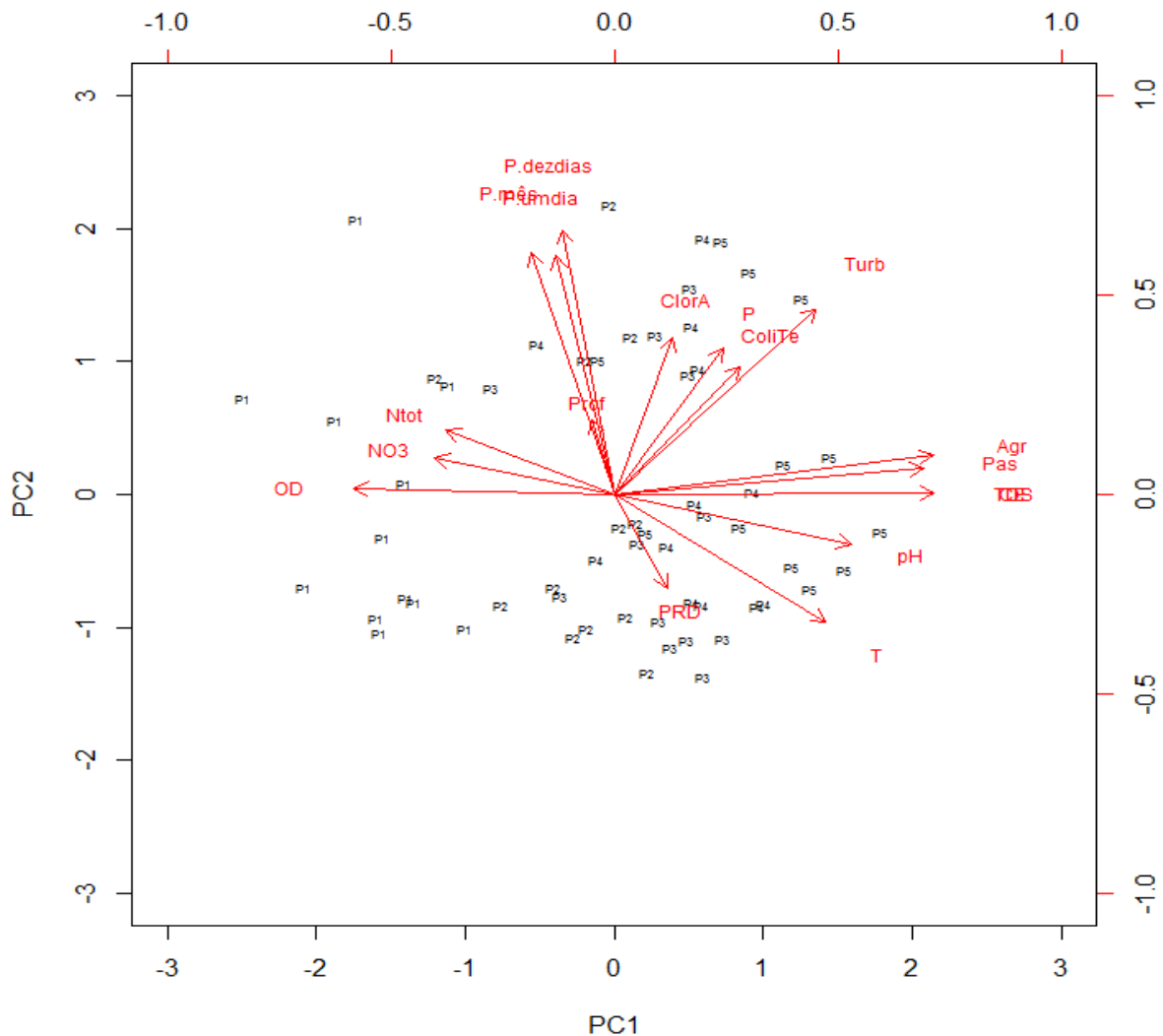
Variável	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Temperatura	0,42	-0,12	-0,69	-0,24	0,31
pH	0,38	-0,46	-0,28	0,29	0,28
Condutividade Elétrica	0,92	-0,09	-0,11	-0,14	0,16
Nitrato	-0,07	-0,04	0,94	-0,05	0,06
Nitrogênio Total	0,01	0,04	0,95	-0,15	-0,09
Fósforo Reativo Dissolvido	0,25	-0,09	0,03	-0,56	-0,02
Fósforo Total	0,48	0,10	0,28	0,12	-0,39
Turbidez	0,40	0,13	0,05	0,69	-0,26
Sólidos Totais Dissolvidos	0,92	-0,09	-0,11	-0,14	0,16
Oxigênio Dissolvido	-0,77	-0,04	0,37	0,14	0,14
Clorofila- <i>a</i>	0,13	0,26	-0,10	0,58	0,30
Coliformes Termotolerantes	0,31	0,03	-0,02	0,19	0,62
Precipitação em trinta dias	-0,16	0,90	0,06	0,08	-0,05
Precipitação em dez dias	-0,07	0,94	-0,06	0,08	-0,03
Precipitação em um dia	-0,06	0,80	0,03	0,35	-0,02
Profundidade	0,11	0,10	0,05	0,07	-0,74
Agricultura	0,89	-0,23	0,03	0,27	0,05
Pastagem	0,87	-0,26	-0,01	0,29	-0,03
Autovalor	4,77	2,83	2,61	1,70	1,51
% Variância explicada	0,27	0,16	0,15	0,09	0,08
% Variância acumulada	0,27	0,42	0,57	0,66	0,75

T (°C) – temperatura; OD (mg.L⁻¹) – oxigênio dissolvido; CE (μS.cm⁻¹) – condutividade elétrica; Turb (UNT) – turbidez; SDT (mg.L⁻¹) – sólidos totais dissolvidos; NO₃⁻ (mg.L⁻¹) – nitrato; N (mg.L⁻¹) – nitrogênio total; P (mg.L⁻¹) – fósforo total; PRD (mg.L⁻¹) – fósforo reativo dissolvido; Clor-*a* (μg.L⁻¹) – clorofila-*a*; CTT (NMP. 100mL⁻¹) – coliformes totais; P.umd. (mm.dia⁻¹) – precipitação diária; P.d.d. (mm) – precipitação durante dez dias; P.t.d. (mm.mes⁻¹) – precipitação durante trinta dias; Prof (m) – profundidade; Agr (Km²) – agricultura; Pas (Km²) – pastagem; PC – Componentes Principais.

Utilizando a rotação ortogonal pelo método Varimax pode-se maximizar a variação entre os pesos significativos de cada componente principal. Observando a rotação das componentes PC2 e PC1 através da variância dos pontos P1, P2, P3, P4 e P5 (Figura 16).

Percebe-se que o P1 contribui mais para a variação da concentração das variáveis N, nitrato e OD, como já havia sido detectado nas análises anteriores. Já o ponto P5 contribui mais para a variação da concentração das variáveis agricultura, pastagem, SDT e CE também está fortemente relacionado à variação em T, pH e turbidez. Os pontos P3 e P4 apresentam-se mais relacionados às variações em Clorofila-*a*, P, PRD e CTT. O ponto P2 situou-se sempre próximo à zero para PC1, com variação em PC2, mas sem definir claramente a contribuição para as variáveis monitoradas

Figura 16 - Biplot PC2 versus PC1.



6 CONCLUSÃO

Os valores médios da bacia hidrográfica analisados do OD encontra-se em estado de alerta para usos nobres. O P não está dentro do limite para Classe 1 e sim dentro do limite para Classe 2, porém em estado de alerta. A clorofila-*a* não está dentro do limite para Classe 1, mas sim para a Classe 2. A CE está acima do nível permitido pela CETESB ($100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Os CTT estão em desacordo com todas as Classes da Conama 357/2005.

Há correlação da variável agricultura negativamente com o OD e CE também se correlacionou com a T da água. Há correlação da variável turbidez com a agricultura, P e pastagem, provavelmente pela atividade agrícola e aumento do P careado pelos sedimentos.

A 5% de nível de significância, para o fator localização mostrou-se diferença significativa das variáveis pH, CE, SDT, OD, turbidez, N, P, CTT, profundidade, agricultura e pastagem, indicando possível influência dos diferentes usos da terra associados a área contribuinte aos pontos monitorados. Para sazonalidade verificou-se diferença significativa para T, NO_3^- , N, P, PRD, turbidez, clorofila-*a* e para as precipitações, com aumentos nos valores médios em período úmido.

A PC1 (27%) concentrou as variáveis relativas à influência de atividades agrícolas (CE, SDT, OD, P, agricultura e pastagem). A PC2 (16%) armazenou a variabilidade das precipitações (pH, precipitação em trinta dias, em dez dias e diária). A PC3 (15%) representou os compostos nitrogenados e a T. A PC4 (9%) aparentemente está relacionada à ação de sedimentos no rio (turbidez, PRD e clorofila-*a*) e a PC5 (8%) variação associada aos efluentes domésticos.

Na rotação das componentes PC2 e PC1 foi observado que no ponto P1 contribuiu para as variações de N, NO_3^- e OD. No P5, para as variações da agricultura, pastagem, SDT, CE, T, pH e turbidez. Nos P3 e P4, para as variações em clorofila-*a*, P, PRD e CTT e no P2 não foi possível definir a contribui das variáveis monitoradas.

A sub-bacia hidrográfica do rio Siriri precisa de um plano de gestão ambiental, visando o monitoramento da qualidade da água, reconstituição da mata ciliar e programa de educação ambiental com a população local somado com o apoio do poder público. O gestor público precisa juntamente com a companhia de saneamento básico fiscalizar a destinação

final do esgotamento sanitário das residências e estabelecimentos comerciais da área circunvizinha ao rio Siriri, visando evitar o processo de eutrofização do mesmo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abers, R. & Jorge, K. D.. Descentralização da Gestão da Água: por que os comitês de bacia estão sendo criados?. **Ambiente&Sociedade**, v. 7, n. 2, p. 01-27, 2005.

Adams, F. V. & Mulaba-Bafubiandi. Application of rice hull ash for turbidity removal from water. **Physics and chemistry of the earth**, p.73-76. 2014.

Alves, J. do P. H.; Garcia, C. A. B.; Aguiar Neto, A. de O.; Ferreira, R. A.; Santos, D. B.; Bezerra, D. S. S.; Barbosa, C. do E. S.; Costa, A. S. Rio Poxim: qualidade da água e suas variações sazonais. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, São Paulo, 25 a 29 de nov de 2007.

Andrade, E. M. de; Araújo, L. de F. P.; Rosa, M. F.; Disney, W.; Alves, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v.27, n.3, p. 683-690. 2007.

APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20ª edição, 1999.

Aragão, R. de & Almeida, J. A. P. de. Avaliação Espaço Temporal do Uso do Solo na Área da Bacia do Rio Japarutuba – Sergipe Através de Imagens LANDSAT. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Sergipe, 25 a 30 abr de 2009.

Arcova, F. C. S. & Cicco, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n.56, p. 125-134, 1999.

Assunção, H. F. de. Hidrologia básica e aplicação. **In:** Gomes Filho, R. R. (Org., 1ª Ed). Gestão de Recursos Hídricos. Goiânia: Gráfica e Editora América, e co-edição com a Editora da UEG, 2013. 312p.

Bailey, R. T. & Ahmadi, M. Spatial and temporal variability of in-stream water quality parameter influence on dissolved oxygen and nitrate within a regional stream network. **Ecological Modelling**, v. 277, p. 87-96. 2014.

Balaji, G.K.; Muthukumaran, S.; Senthilkumaran, S.; Pradeep, A. Optimization of friction welding of tube-to-tube plate using an external tool with filler plate. **Journal of Materials Engineering and Performance**, v. 21, n. 7. 2012.

Barreto, L. V.; Barros, F. M.; Bonomo, P.; Rocha, F. A.; Amorim, J. da S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia biosfera**, v.9, n.16, p. 2166-2179. 2013.

Barreto, L. V.; Fraga, M. D. S.; Barros, F. M.; Rocha, F. A.; Amorim, J. D. S.; Carvalho, S. R. D.; Silva, D. P. D. Relação entre vazão e qualidade da água em uma seção de rio. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 9, n. 1, p. 118-129. 2014.

Bastos, R. K. X.; Bevilacqua, P. D.; Nascimento, L. E. do; Carvalho, G. R. M.; Silva, C. V. da. Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações. **Anais. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 03 a 08 de dez de 2000.

Batista, A. A.; Meireles, A. C. M.; Andrade, E. M.; Araujo, J. R. N.; Palácio, H. A. Q. Relação entre nitrogênio e fósforo nas águas superficiais do açude Óros – CE. **In: Inovagri Internacional Meeting & IV Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na irrigação**, 2012, Fortaleza, CE. Anais do Inovagri Internacional Meeting & IV Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na irrigação, 2012.

Bollmann, H. A. & Marques, D. M. L. da M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n.4, p. 343-352. 2006.

Braga, B.; Hespanhol, I.; Conejo, J. G. L.; Barros, M. T. L. de; Veras Junior, M. S.; Porto, M. F. do A.; Nucci, N. L. R.; Juliano, N.M. de A.; Eiger, S.. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.

Brasil. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: Senado Federal, 1988.

Brasil. Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Brasil (1986), CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 20 de 18/06/1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional.

Brasil. Lei n. 9433 de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm> Acesso em: 20 jan. 2015.

Brasil. Lei n. 6938 de 31 de agosto de 1981. Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm> Acesso em 20 jan. 2015.

Brasil (2005), CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, Resolução nº 357 de 17/03/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Brasil. Lei 3.870 de 25 de setembro de 1997. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe. Disponível em <http://www.semarrh.se.gov.br/srh/modules/tinyd0/index.php?id=12> Acesso em: 22 jan. 2015.

Brasil. Decreto n. 23.793 de 23 de janeiro de 1934. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Rio de Janeiro, RJ.

Brasil. Decreto 24.643 de 10 de julho de 1934. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Rio de Janeiro, RJ.

Buzelli, M. B. & Cunha-Santino, M. B. da. Análise e diagnóstico da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205. 2013.

Cantelmo, N. F. & Ferreira, D. F. Desempenho de testes de normalidade multivariados avaliado por simulação Monte Carlo. **Ciência e Agrotecnologia**, v.31, n.6, p.1630-1636. 2007.

Casado, G. W.; Barroso, L. B.; Silva, F. P. da; Wolff, D. B. Cruz, J. C. Polígonos de Thiessen para a bacia hidrográfica do rio da Várzea, no Rio Grande do Sul. **Anais 3º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, Bento Gonçalves, 25 a 27 de abr. de 2012.

Chen, J. & Lu, J. Effects of Land Use, Topography and socio-economic factors on river water quality in a mountainous watershed with intensive agricultural production in east China. **Plos One**, v.9, n.8, p. 01-12. 2014.

Chong-Hua, X.; Hai-Long, Y.; Ming, X. Development of integrated catchment and water quality model for urban rivers. **Journal of Hydrodynamics**, v. 27, n. 4, p. 593-603. 2015.

Clesceri, L. & Greenberg, A. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21th Edition. Editora Pharmabooks, 2005. 300p.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003**. São Paulo, 2005.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Relatório de qualidade de águas interiores no Estado de São Paulo 2005**. São Paulo, 2006.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Variáveis de qualidade de água**. São Paulo, 2009.

Crawley, M. J. **The R book**. 2 ed. Inglaterra: John Wiley & Sons, 2007. 950p.

Cruz, M.A.S.; Amorim, J.R.A.; Aragão, R.; Gomes, L.J.; Marques, M.N.; Santos, R.C.; Viana, R. D.; Souza, R.A.; Souza, A.M.B.; Silva, R.R.S.; Mota, P.V.M. Base de dados do Projeto Japarutuba. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2012. **1 DVD**.

Cruz, M. A. S.; Aragão, R. de; Amorim, J. R. A. de; Pantaleão, S. de M.; Mendonça, L. C.; Figueiredo, E. E. de. Avaliação da Influência do Uso do Solo sobre a Qualidade da Água do Rio Siriri-Sergipe. **Anais XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**, Natal, 04 a 07 de nov de 2014.

Cruz, M. A. S.; Souza, I. F.; Amorim, J. R. A.; Barbosa, E. P. Estudo comparativo de métodos de estimativa da precipitação efetiva para o município de Canindé do São Francisco. **Anais XV Congresso Brasileiro de agrometeorologia**, Aracaju, 02 a 05 de jul de 2007.

Cunha, R. W.; Garcia Junior, M. D. N.; Albertoni, E. F.; Palma-Silva, C. Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n.77, p.770-779. 2013.

Ding, J.; Jiang, Y.; Fu, L.; Liu, Q.; Peng, Q.; Kang, M. Impacts of land use on surface water quality in a subtropical river basin: a case study of the Dongjiang river basin, Southeastern China. **Water**, v.7, p.4427-4445. 2015.

Empresa De Monitoramento Ambiental - Agsolve. Disponível em: <<http://www.agsolve.com.br/produtos/sondas-para-qualidade-da-agua/sonda-multiparametro-aquaread-ap-2000>>. Acesso em: 20 nov. 2014.

França, M. S.; Scapulatempo, C. V.; Kaviski, E.; Knapik, H. G.; Porto, M. F. do A.. Análise multivariada de dados de monitoramento de qualidade de água: estudo de caso da Bacia do Alto Iguaçu. **In: XVIII simpósio de recursos hídricos, 2009, Campo Grande, MS. Anais do XVIII simpósio de recursos hídricos, 2009.**

Furlan, A. & Fracalossi, W. **Direito Ambiental**. 1 ed. Rio de Janeiro: Forense, 2010. 783p.

Gamble, A. & Babbar-Sebens, M. On the use of multivariate statistical methods for combining in-stream monitoring data and spatial analysis to characterize water quality conditions in the White River Basin, Indiana, USA. **Environ Monit Assess**, apr. 2011.

Gebler, L.; Louzada, J. A. S.; Bertol, I.; Ramos, R. R.; Miquelluti, D. J.; Schrammel, B. M. Adaptação metodológica no cálculo de cargas contaminantes de fósforo em bacias hidrográficas gaúchas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.16, n.7, p.769-776. 2012.

Gebler, L.; Bertol, I.; Biasi, L. R. de; Ramos, R. R.; Louzada, J. A. S. Comportamento do arraste superficial de fósforo reativo por enxurrada sob diferentes coberturas vegetais na cultura da maçã em regime de chuvas simuladas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n.2, p. 101-110. 2012.

Gebler, L.; Bertol, I.; B. L. R. de; Ramos, R. R.; Louzada, J. A. S. Transferência superficial de fósforo reativo potencialmente contaminante por chuvas simuladas intensas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n.4, p.393-399. 2014.

Guedes, H. A. S.; Silva, D. D. da; Elesbin, A. A. A.; Ribeiro, C. B.M.; Matos, A. T. de; Soares, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n.5, p.558-563. 2012.

Guimarães, R. C. & Cabral, J. A. S. Análise de Variância. **In: Estatística**. Lisboa: McGraw-Hill, 2007. Cap. 6, 13p.

Girão, E. G.; Andrade, E. M. de; Rosa, M. de F.; Araújo, L. de F. P. de; Meireles, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. **Revista Ciência Agrônoma**, v.38, n.1, p. 17-24. 2007.

Guo, S.; Zhong, S.;Zhang, A. Privacy-preserving kruskal-wallis test. **Computer methods and programs in biomedicine**. v.112, p.135-145. 2013.

Hair Junior, J. F.; Anderson, R. E.; Tatham, R. L.; Black, W. C. **Análise Multivariada de Dados**. 5 ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593 p.

Instituto Tecnológico e de Pesquisa do Estado de Sergipe – ITPS. Secretaria do Estado do Desenvolvimento Econômico e da Ciência e Tecnologia. Disponível em: <<http://www.itps.se.gov.br/modules/tinyd1/index.php?id=4>>. Acesso em: 20 nov 2014.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Disponível em: <http://www.inpe.br/>. Acesso em 27 nov 2015.

Jacomine, P. K. T.; Montenegro, J.O.; Ribeiro, M. R.; Formiga, R.A. Levantamento exploratório – reconhecimento de solos do estado de Sergipe. Recife, Embrapa/SDN, 1975. 505 p. (Boletim Técnico, 36; Série Recursos de solos, 6).

Jesus, C. F. P. de; Dias, N. W.; Cruz, M. A. S. Vulnerabilidade socioambiental na bacia do rio Japarutuba em Sergipe a partir da Álgebra de Mapas. **Anais VI Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto – Geonordeste**, São Cristóvão, 26 a 30 de nov de 2012.

José, R. de A. N.; Palácio, H. A. de Q.; Santos, J. C. N. dos; Souza, L. M. F. de; Sales, M. M. de. Dinâmica espacial da clorofila “a” e da temperatura das águas superficiais do reservatório Orós no semiárido do Ceará. **Anais I workshop Internacional sobre Água no Semiárido Brasileiro**, Campina Grande, 11 a 13 de dez de 2013.

Jouravlev, A. **Los municipios y la gestión de los recursos hídricos**. Santiago do Chile: Recursos Naturales e Infraestructura, v. 66, 2003. 72p.

Kang, J.; Lee, S.W.; Cho, K.H.; Ki, S.J.; Cha, S.M.; Kim, J.H. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. **Water Resource Scientist**, v.44, p.4143–4157. 2010.

Klein, C. & Agne, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente! **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental**, v.8, n.8, p.1713-1721. 2012

Kollo, T. & Ruul, K. Approximations to the distribution of the sample correlation matrix. **Journal of multivariate analysis**, v.85, p. 318-334. 2003.

Lam, Q. D.; Schmalz, B.; Fohrer, N. Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. **Agricultural water management**, v.97, n.2, p. 317-325. 2010.

Lattin, J.; Carroll, J. D.; Green, P. E. **Análise de dados multivariados**. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 455 p.

Lopes, J. C. **Índice de estado trófico da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Tanque grande, Grarulhos (SP): análise comparativa entre as zonas rural e urbana**. 2013. 73 f. Dissertação (Mestrado Análise Geoambiental) – Universidade Guarulhos, São Paulo, SP, 2013.

López-López, J. A.; Mendiguchía, C.; García-Vargas, M.; Moreno, C. Multi-way analysis for decadal pollution trends assessment: the Guadalquivir River estuary as a case study. **Chemosphere**, v. 111, p. 47-54. 2014.

López-López, J. A.; García-Vargas, M.; Moreno, C. A chemometric approach to the evaluation of atmospheric and fluvial pollutant inputs in aquatic systems: The Guadalquivir River estuary as a case study. **Environmental Pollution**, v.159, p. 1136-1143. 2011.

Mandal, P.; Upadhyay, R.; Hasan, A. Seasonal and spatial variation of Yamuna River water quality in Delhi, India. **Environ Monit Assess**, v.170, n.1, p. 661–670. 2010.

Manly, B. F. J. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução**. E ed. Porto Alegre: Bookman, 2008. 229 p.

Marques, P. C. M. N.; Silva, E. R. M. da; Barbosa, I. C. da C.; Souza, E. C. de; Silva, A. dos S. Determinação de turbidez, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica da água de poços artesianos no município de Ananindeua – PA. **Anais 14º Encontro de Profissionais da Química da Amazônia**, Belém, 18 a 21 de ago de 2015.

Martins, A. P.; Paulino, H. B.; Gomes Filho, R. R.. Legislação de Recursos Hídricos. **In: Gomes Filho, R. R. (Org., 1ª Ed). Gestão de Recursos Hídricos**. Goiânia: Gráfica e Editora América, e co-edição com a Editora da UEG, 2013. 312p.

Melo Júnior, J. C. F. de; Sediya, G. C.; Ferreira, P. A.; Leal, B. G. Determinação de regiões homogêneas quanto à distribuição de frequência de chuvas no leste do Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.2, p. 408-416. 2006.

Melo Neto, J. O.; Chagas, R. M.; Mélo, A. V. J. Delimitação de áreas potenciais de recarga subterrânea na bacia hidrográfica do rio Siriri, Sergipe. **Scientia Plena**, v.9, n.7, p. 1-10. 2013.

Mello, M. P. & Peternelli, L. A. **Conhecendo o R: uma visão mais que estatística**. Viçosa: UFV, 2013. 222 p.

Meyer, W. B. & Turner, B. L., 1994. **Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective**. New York: Cambridge University Press, 1994. 539p.

Mustapha, A.; Aris, Az.; Ramli, Mf.; Juahir, H. Temporal aspects of surface water quality variation using robust statistical tools. **The Scientific World Journal** 2012:294540. doi:[10.1100/2012/294540](https://doi.org/10.1100/2012/294540). (2012b).

Nogueira, D. A. & Pereira, G. M. Desempenho de testes para homogeneidade de variâncias em delineamentos inteiramente casualizados. **Sigmae**, v.2, n.1, p.7-22. 2013.

Oliveira, L. F. C.; Calil, P. M.; Rodrigues, C.; Liemann, H. J.; Oliveira, V. A. Potencial do uso dos solos da bacia hidrográfica do alto rio Meia Ponte, Goiás. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, SP, v.8, n.1, p. 222-238. 2013.

Oliveira, C. N. de; Campos, V. P.; Medeiros, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: Bacia hidrográfica do Rio Salitre. **Química Nova**, v.33, n.5, p.1059-1066. 2010.

Oliveira, L. M. de & Maillard, P. Aplicação de árvores de decisão na modelagem das concentrações de nitrato e fósforo total: estudo de caso no rio das Velhas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 3, p. 795-808. 2015.

Pandiarajan, S.; Kumaran, S. S.; Kumaraswamidhas, L. A.; Saravanan, R. Interfacial microstructure and optimization of friction welding by Taguchi and ANOVA method on SA 213 tube to SA 387 tube plate without backing block using an external tool. **Journal of alloys and compounds**, v. 654, p. 534-545. 2015.

Parmar, K. S. & Bhardwaj, R. Wavelet and statistical analysis of river water quality parameters. **Applied mathematics and computation**, v. 219, p. 10172-10182. 2013.

Pereira, M. A. F.; Kobiyama, M.; Castro, N. M. dos R. Análise de variâncias pluviométricas na bacia hidrográfica do Rio Taboão-RS. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.29, n.3, p.409-419. 2014.

Petruf, L. A.; Sacco, V. A.; Lucio, L. C. Oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), temperatura e condutividade elétrica como parâmetros físico-químicos da água do Ribeirão Morangueira, Maringá/PR. **Anais VII EPCC – Encontro Internacional de Produção Científica Cesumar**, Maringá, 25 a 28 de out. de 2011.

Pimentel-Gomes, F. **Curso de estatística experimental**. 15 ed. Piracicaba: FEALQ, 2009. 451p.

Rahman, I. M. M.; Islam, M. M.; Hossain, M. M.; Hossain, M. S.; Begum, Z. A.; Chowdhury, D. A.; Chakraborty, M. K.; Rahman, M. A.; Nazimuddin, M.; Hasegawa, H. Stagnant surface water bodies (SSWBs) as an alternative water resource for the Chittagong metropolitan area of Bangladesh: physicochemical characterization in terms of water quality indices. **Environ. Monit. and Assess**, v.173, p.669–684. 2011.

Reimann, C.; Filzmoser, P.; Garrett, R. G.; Dutter, R. **Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R**. Chichester: Wiley, 2008. 343 p.

Reis, G. M. & José Júnior, I. R. Comparação de testes paramétricos e não paramétricos aplicados em delineamentos experimentais. **Anais III Semana Acadêmica de Engenharia de Produção**, Viçosa, 14 a 17 de nov. de 2007.

Renovato, D. C. C.; Sena, C. P. S.; Silva, M. M. F. Análise de parâmetros físico-químicos das águas da barragem pública da cidade de Pau dos Ferros (RN) – pH, cor, turbidez, acidez, alcalinidade, condutividade, cloreto e salinidade. **Anais IX Congresso de Iniciação Científica do IFRN**, Currais Novos, 05 a 06 de jul. de 2013.

Rezende, A. V. Agricultura e qualidade da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29 p. (Embrapa Cerrados, Documentos 57).

Richardson, J. Water Quality Report for Selected Lakes and Streams. **Water Resource Scientist**, 329 p. 2011.

Ronquim, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Campinas: Embrapa monitoramento por satélite, 2010. 26 p. (Boletim de Pesquisa e desenvolvimento, 8).

Qasim, A.; Nisar, S.; Shah, A.; Khalid, M. S.; Sheikh, M. A. Optimization of process parameters for machining of AISI-1045 steel using Taguchi design and ANOVA. **Simulation Modelling Practice and Theory**, v. 59, p. 36-51. 2015.

Quevedo, C. M. G. de & Paganini, W. da S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 16, n. 8, p. 3529-3539. 2011.

Saarijarvi, K.; Virkajarvi, P.; Hironen-Tanski, H. & Taipalinen, I. N and P leaching and microbial contamination from intensively managed pasture and cut sward on sandy soil in Finland. **Agric. Ecosys. Environ.**, v.10, p.621-630. 2004.

Sallam, G. A. H & Elsayed, E. A. Estimating relations between temperature, relative humidity as independent variables and selected water quality parameters in Lake Manzala, Egypt. **Ain Shams Engineering Journal**, p. 01-14. 2015.

Santana, D. P. Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 63p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 30).

Santos, L. F. M. V. **Distribuição de Nutrientes (nitrogênio e fósforo) no Rio dos Mangues, Porto Seguro, Bahia**. 2011. 77f. Dissertação (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia, BA, 2011.

Shapiro, S. S. & Wilk, M. B. An Analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v.52, p.591-611. 1965.

Shrestha, S. & Kazama, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river, Japan. **Environmental Modeling & software**, n. 22, p. 464-475. 2007.

Shigaki, F.; Sharpley, A.; Prochnow, L. I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. **Science of the Total Environment**, v. 373, p. 334-343. 2007.

Silva, J. C. de A. da; Porto, M. F. do A.; Brandimarte, A. L.; Martins, J. R. S. Utilização de índices físicos, químicos e biológicos para avaliação da qualidade de corpos d'água em processo de recuperação – Córrego Ibiraporã, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.4, p. 959-969. 2015.

Simeonov, V.; Stratis, J. A.; Samara, C.; Zachariadis, G.; Voutsas, D.; Anthemidis, A.; Sofoniou, M.; Kouimtzis, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, n. 37, p. 4119-4124, 2003.

Singh, K. P.; Malik, A.; Mohan, D.; Sinha, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) – a case study. **Water Research**, n. 38, p. 3980-3992. 2004.

Smith, V. H. & Schindler, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v.24, p.201-207. 2009.

Soprano, E. & Alvarez V, V.H. Nutrientes lixiviados de colunas de solo tratadas com diferentes sais de cálcio. **Revista Brasileira Ciência Solo**, v.13, p.25-29. 1989.

Srivastava, M. S. & Hui, T. K. On assessing multivariate normality based on Shapiro-wilk w statistic. **Statistic & Probability Letters**, v. 5, p. 15-18. 1987.

Toledo, L. G. de & Nicoletta, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v. 59, n. 1, p. 181-186. 2002.

Torman, V. B. L.; Coster, R.; Riboldi, J. Normalidade de variáveis: métodos de verificação e comparação de alguns testes não paramétricos por simulação. **Revista HCPA**, v.32,n.2,p.227-234. 2012.

Trindade, A. L. C. **Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do Rio São Francisco**. 2013. 165f. Dissertação (Mestrado Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, BH, 2013.

Tsukada, S. Asymptotic properties of a correlation matrix under a two-step monotone incomplete sample. **Linear algebra and its applications**, v. 488, p. 86-101. 2015.

Tucci, C. E. M. Hidrologia: **Ciência e Aplicação**. 4 ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS, 2007. 944p.

Tucci, C. E. M. & Mendes, C. A. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília: MMA, 2006. 302p.

Vega, M.; Pardo, R.; Barrado, E.; Debán, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v.32, n.12, p. 3581-3592. 1998.

Viégas, D. R.; Silva, J. C. da; Barbosa, I. C. da C.;Souza, E. C. de; Silva, A. dos S. Determinação de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos no rio Maratauíra em Abaetetuba – PA. **Anais 14º Encontro de Profissionais da Química da Amazônia**, Belém, 18 a 21 de ago de 2015.

Vieira, S. **Análise de variância**. 3 ed. São Paulo: Atlas, 2006. 216p.

Wear, D. N.; Turner, M. G.; Naiman, R. J. Land cover along an urban-rural gradient: implications for water quality. **Ecological Applications** v.8, p.619–630. 1998

Wunderlin, D. A.; Díaz, M. D. P.; Amé, M. V.; Pesce, S. F.; Hued, A. C.; Bistoni, M. de L. A.. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia River Basin (Córdoba-Argentina). **Water Research**, v. 35, n. 12, p. 2881-2894. 2001.

Yu, S.; Xu, Z.; Wu, W.; Zuo, D. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics on the Wei river basin, China. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 202-212. 2015.

Zampella, R. A. & Procopio, N. A. Landscape Patterns and Water-Quality Relationships in New Jersey Pinelands Streams. **Pinelands Commission**, 11p. 2009.

APÊNDICE

Figura 17 - Primeiro ponto de coleta do rio Siriri.



Figura 18 - Segundo ponto de coleta do rio Siriri.



Figura 19 - Terceiro ponto de coleta do rio Siriri.



Figura 20 - Quarto ponto de coleta do rio Siriri.



Figura 21 - Quinto ponto de coleta do rio Siriri.



Figura 22 - Sonda multiparâmetro aquaread AP 2000.



Fonte: www.agsolve.com.br (2014).

Figura 23 - Amostras de água coletadas, vedadas e etiquetadas.

